

Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost

evaluatie na 23 jaar gaswinning

oktober 2011

Deel 2

Begeleidingscommissie
Monitoring Bodemdaling
Ameland



Inhoudsopgave

Deel 1

Voorwoord	3
Inleiding	5
1 Bodemdaling	9
2 Morfologie	29

Deel 2

3 Kwelders	1
4 Duinvalleien	169

Deel 3

5 Vogels	1
6 Maatschappelijk gebruik	145
Bijlagen	152

Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost

3. Kwelders

Inhoudsopgave

3.1	Kweldervegetatie Ameland 1986-2010: effecten van bodemdaling en opslibbing op Neerlands Reid en De Hon	1
3.2	Begrazingsonderzoek Nieuwlandsrijd	151



3.1. Kweldervegetatie Ameland 1986-2010: effecten van bodemdaling en opslibbing op Neerlands Reid en De Hon

Kees S. Dijkema, Han F. van Dobben, Elizabeth C. Koppenaal,
Elze M. Dijkman en Wim E. van Duin



Texel, Wageningen, Groningen, augustus 2011



Inhoudsopgave

Samenvatting	4
3.1.1. Inleiding	7
3.1.1.1. Aanleiding studie	7
3.1.1.2. Studiegebied	8
3.1.2. Inleiding kwelders	11
3.1.2.1. Hoogteligging en opslibbing van kwelders	11
3.1.2.2. Klifvorming	12
3.1.2.3. Kwelderkreken en kwelderplasjes	12
3.1.2.4. Eerste voorspelling kweldervegetatie (1986)	14
3.1.2.5. Samenvatting vorig rapport (1986-2003)	15
3.1.3. Transecten kwelders oost Ameland van 1986 tot 2010	17
3.1.3.1. Schaalniveau's, transecten en PQ-methode	17
3.1.3.2. Methode zonehypothese: effect opslibbingbalans op vegetatie	18
3.1.3.3. Resultaten opslibbingbalans 1986-2009	24
3.1.3.4. Resultaten kweldervegetatie 1986-2010	33
3.1.3.5. Resultaten GHW, overvloedingfrequentie en neerslag	40
3.1.3.6. Summary salt marsh transects	43
3.1.4. Verandering kweldervegetatie	44
3.1.4.1. Totaalbeeld vegetatiekaarten 1988-2009	44
3.1.4.2. Detailbeeld vegetatiekaarten 1993-2003-2009	47
3.1.4.3. Kwelderplasjes en kliferosie	68
3.1.4.4. Vegetatiekaarten kwelders elders zonder bodemdaling	72
3.1.4.5. 0-referentie-Schiermonnikoog	76
3.1.4.6. Summary salt marsh maps	77
3.1.5. Successie/regressie kwelders na afname bodemdaling	78
3.1.5.1. Methode prognose	78
3.1.5.2. Resultaten kwelders Ameland 2010 tot 2025	79
3.1.5.2.1. Balans-benadering	79
3.1.5.2.2. Zone-benadering	83
3.1.5.3. Summary salt marsh prognosis	84
3.1.6. Statistische analyse van de kwelder PQ's Ameland	85
3.1.6.1. Inleiding	85
3.1.6.2. Materiaal en methode	85
3.1.6.2.1. Data	85
3.1.6.2.2. Multivariate methoden	86
3.1.6.2.3. Univariate methoden	87
3.1.6.3. Resultaten statistische analyse	87
3.1.6.3.1. Variatie van de vegetatie in ruimte en tijd	87
3.1.6.3.2. Effect van de abiotische variabelen op de vegetatie	88
3.1.6.3.3. Grootte en significantie van de temporele veranderingen	89
3.1.6.3.4. Effect van bodemdaling	89
3.1.6.4. Discussie kweldervegetatie 1986-2010	91
3.1.6.5. Summary salt marsh statistics	92
3.1.7. Discussie vegetatieontwikkeling 1986-2025	93
3.1.7.1. Vegetatieontwikkeling 1986-2010	93
3.1.7.2. Vegetatie na afname van de bodemdaling	93
3.1.7.3. Biodiversiteit en bodemdaling op Ameland	94
3.1.8. Literatuur	96



Bijlagen

Bijlage 3.1 A	Basisfiguren bodemdaling en opslibbing 1986-2010	103
Bijlage 3.1 B	Basisfiguren vegetatie 1986-2010	108
Bijlage 3.1 C	Opslibbingsmetingen met tegels	121
Bijlage 3.1 D	Vegetatie-classificatie De Jong et al. 1998	128
Bijlage 3.1 E	Plantengroepen SALT97 en Dijkema & Bossinade	132
Bijlage 3.1 F	SALT2007, SALT97 en IMARES zones	133
Bijlage 3.1 G	Veranderingen overvloedingfrequentie	136
Bijlage 3.1 H	Proefschrift Kwelders	138
Bijlage 3.1 I	Statistische analyse van de kwelder PQ's Ameland	140



Samenvatting

Monitoring (hoofdstuk 3.1.3.2)

Op de kwelders Neerlands Reid en De Hon op oost Ameland worden vanaf 1986 de effecten van bodemdaling door gaswinning gevolgd. De monitoring vindt op twee tijd- en schaalniveau's plaats:

1. Jaarlijks in twee transecten met puntmetingen (PQ's) van duin naar wad, die op beide kwelders nabij de grootste bodemdaling liggen.
2. Eens in de zes jaar d.m.v. een vlakdekkende vegetatiekaart voor controle op de transecten en voor een totaalbeeld van de kwelders op oost Ameland.

Bodemdaling 1986-2009 (hoofdstuk 3.1.1)

In 2009 is op Neerlands Reid van de Oerdsloot naar de stuifdijk een bodemdaling van 17-19 cm bereikt (gem. 9 mm/j) en op het midden van De Hon 26 cm (gem. 11 mm/j). De bodemdalingsnelheid is inmiddels gehalveerd.

Opslibbingbalans in de periode 1986-2009 (hoofdstuk 3.1.3.3)

- De kwelder- transecten laten een hoge opslibbing dicht bij het wad en bij de kreken zien (gem. 9 mm/j) en een lage opslibbing in de kommen, hoger op de kwelder en in het algemeen verder vanaf het wad (gem. 3 mm/j). Dat zijn normale waarden. De oeverwallen bij de Oerdsloot springen er uit met een opslibbing van 14-18 mm/jaar.
- De prognose van 1986 dat de opslibbing de bodemdaling niet zou kunnen bijhouden klopt alleen voor de midden- en de hoge kwelder. In de pionierzone en op de lage kwelder is de opslibbing (meer dan) voldoende om de bodemdaling te compenseren.
- Ondanks de negatieve opslibbingbalans zakt het maaiveld van de lage kwelder, de hoge kwelder en dicht bij het wad niet onder de theoretische ondergrens van de betreffende vegetatiezone. Dat is wel het geval voor het maaiveld van de midden kwelder en de groep verstoorde PQ's, op De Hon meer dan op Neerlands Reid.
- Op Neerlands Reid dalen 58% van de PQ's. Daarvan vlakt de daling in 64% van de PQ's recent af. Dat komt door de afnemende bodemdaling en de voortgaande opslibbing.
- Op Neerlands Reid stijgt het maaiveld op 33% van de PQ's. Daar is de opslibbing altijd hoger geweest dan de bodemdaling.
- Op De Hon dalen 86 % van de PQ's. Daarvan vlakt de daling in 80 % van de PQ's recent af. Dat komt door de afnemende bodemdaling en de voortgaande opslibbing.

Vegetatie-transecten in de periode 1986-2010 (hoofdstuk 3.1.3.4)

- In het algemeen heeft een negatieve opslibbingbalans geen effect op de vegetatie. In 50% van de PQ's is successie en veroudering het overheersende proces voor de ontwikkeling van de vegetatie. 25 % van de PQ's verandert niet.
- De successie op Neerlands Reid naar o.a. Zeealsem wordt bevorderd door een al jaren heel geleidelijk afnemende beweiding. In 2008-2010 komt de successie oost van de Oerdsloot in een versnelling door later inscharen van het vee.
- Drainage is een key-factor voor de ontwikkeling van de vegetatie. Regressie treedt direct op bij vernatting, b.v. door blokkering van een kreek, autonome kliferosie of vertrapping door vee (20% van de PQ's).
- Welke vegetatieveranderingen in de zones zijn aan bodemdaling toe te schrijven? De combinatie 'zakking maaiveld onder de theoretische ondergrens van de betreffende vegetatiezone' en 'regressie, inclusief verjonging' is beslissend (tabel 3.1.4).
- Regressie door bodemdaling treedt zelden op (twee PQ's = 5% van de PQ's). Deze twee PQ's liggen op de overgang van kom naar oeverwal (key-factor drainage), middenop De Hon nabij een al decennia lang bestaande plas. Dit gebied heeft een lage opslibbing (door de grote afstand tot het wad en tot kreken) en ligt nabij het centrum van de bodemdalingschotel. Genoemde PQ's liggen in 1986 al op of onder de theoretische ondergrens van de midden kwelderzone, ten tijde van het begin van de regressie is dat toegenomen tot 10-15 cm.
- Het proces van regressie op De Hon is geleidelijk verlopen via tijdelijke toename van éénjarige kwelderplanten en daarna opschuiven van enige aan zones gebonden plantensoorten. Vervolgens vindt er in de gehele centrale kom op De Hon toch weer successie plaats, naar de climaxplant Zoutmelde van de lage kwelder die dagelijkse overfloeding verdraagt.

**Veranderingen in GHW (hoofdstuk 3.1.3.5)**

In de periode voorafgaand aan de monitoring is de trendmatige verhoging van het jaargemiddelde hoogwater (GHW) 6 mm per jaar. Gedurende de monitoring-periode is het jaargemiddelde hoogwater zeer variabel en zonder significante lineaire trend. De jaargemiddelde hoogwaters kunnen worden verklaard uit de gemiddelde windrichting, windsnelheid en barometerstand.

0-meting Schiermonnikoog (hoofdstuk 3.1.4.5; Bijlage 3.1 H)

Er zijn geen grote verschillen tussen De Hon en Schiermonnikoog. De Hon ligt in zijn geheel lager dan de kwelder op Schiermonnikoog, zowel basishoogte (= maaiveldhoogte – kleilaag) als maaiveldhoogte. Er is geen verschil in de dikte van de kleilaag. De verklaring van de verschillen tussen de vegetatiezones wordt in een proefschrift onderzocht.

Vegetatiekaarten in de periode 1988-2009 (hoofdstuk 3.1.4.1)

- Veranderingen in de vegetatie door een verlaging van het maaiveld (= toename relatieve zeespiegel) treden langzaam of niet op, maar veranderingen in de vegetatie door vernatting treden direct op.
- Op de vegetatiekaarten van Neerlands Reid zien we voor de reeks 1988 - 2009 enkele 10-tallen ha regressie/ verjonging, vooral in de buurt van de Oerdsloot (jaar-totalen van resp. 16, 45, 82, 28 en 54 ha lage kwelder). Die trend past in de oorspronkelijke voorspelling van 140 ha regressie door bodemdaling rondom de Oerdsloot. Deze regressie/ verjonging wordt niet bevestigd door de analyse van de PQ's, waarin het algemene beeld op Neerlands Reid voortgaande successie/ veroudering is.
- Het areaal vegetatie met Zeealsem is op het Neerlands Reid in het gebied bovenstrooms langs de Oerdsloot tussen 2003 en 2009 verdubbeld.
- Voor het eerst worden de effecten van bodemdaling in twee PQ's in de centrale kom middenop De Hon bevestigd op de vegetatiekaart. Op de vegetatiekaarten van De Hon zien we voor de reeks 1988 - 2009 ca. 10 ha regressie/ verjonging, vooral middenop De Hon (jaar-totalen van resp. 18, 20, 11, 20 en 29 ha lage kwelder). Dit effect wordt veroorzaakt door de combinatie van bodemdaling en lage opslibbing ver van de sedimentbron.
- Tegelijkertijd vindt bij dezelfde bodemdaling 5 ha veroudering naar Zeekweek plaats, verzilt ca. 10 ha duinvallei bij de boorlocatie naar kwelder en groeit er ca. 8 ha nieuwe kwelder aan de wadkant aan. De nieuwe aanwas is een gevolg van hoge opslibbing, instuiving van zand en nieuwe kreekvorming.

Conclusies statistische vegetatie-analyse (hoofdstuk 3.1.6)

- De maaiveldhoogte in 1986 heeft het sterkste significante effect op de kweldervegetatie. Een redelijk sterk effect hebben de actuele overvloedingfrequentie (lopende gemiddelde jaar -3 t/m 0), de beweidingintensiteit en de cumulatieve opslibbing.
- In de pionierzone en de lage kwelderzone verwacht de analyse geen veranderingen in de vegetatie (vanwege de balans in opslibbing), toch is er een tendens naar successie/ veroudering van de vegetatie.
- In de midden – en hoge kwelderzone is het omgekeerde het geval, de analyse verwacht regressie/ verjonging van de vegetatie (vanwege een negatieve opslibbingbalans), maar de vegetatie verandert nauwelijks.
- De vegetatie is sterk lineair veranderd, representeert vooral een gradiënt van jonge naar oude successiestadia van de vegetatie. Er heeft een verschuiving plaatsgevonden in de richting van oudere successiestadia. Dit hangt samen met de algemene trend van veroudering van kwelders (o.a. naar een climaxvegetaties met Zeekweek).

Successie / regressie na afname bodemdaling (hoofdstuk 3.1.5)

- De pionierzone en de lage kwelder hebben de hoogste opslibbing. In 2009 is de balans tussen opslibbing en bodemdaling vaak positief. Tot 2025 is berekend dat de netto maaiveldhoogte hier sterk toeneemt. De balans wordt in 76 % van de PQ's positief. De afnemende bodemdaling leidt voor meer dan de helft van de PQ's tot een versnelde successie/ veroudering naar de midden kwelder en zelfs naar de hoge kwelder.
- De midden en de hoge kwelder hebben de laagste opslibbing. In 2009 hebben alle PQ's een tekort in de balans tussen opslibbing en bodemdaling. De netto maaiveldhoogte op de hoge kwelder neemt in de berekening tot 2025 meestal nog verder af. In de midden kwelder vindt een begin van herstel van de oorspronkelijke hoogte van het maaiveld plaats. Ondanks de negatieve opslibbingbalans komt het niet tot grootschalige regressie/ verjonging, die blijft



beperkt tot de twee bekende PQ's (1986-2010). De afnemende bodemdaling leidt hier (nog) niet tot successie/ veroudering.

- In de berekening tot 2025 wordt de theoretische grenswaarde voor regressie/ verjonging van midden kwelder naar lage kwelder nergens overschreden. De snelheid van de bodemdaling is net op tijd afgenomen om dat te voorkomen.
- De berekende ontwikkeling naar 2025 maakt duidelijker wat we nu al zien, bodemdaling heeft de successie/ veroudering van de kwelder beperkt. Door afname van de bodemdaling stopt dat effect.

Bodemdaling en biodiversiteit (hoofdstuk 3.1.7)

25 jaar monitoring van de bodemdaling op Ameland blijkt een leertraject voor "Monitoring met de hand aan de gaskraan". De bodemdaling op Ameland was groter dan wat op grond van de opslibbing voor een eilandkwelder verantwoord werd gedacht. Toch zijn de gemeten effecten op de vegetatie in 2010 klein. De prognose tot 2025 laat dezelfde beperkte effecten zien, maar tevens een versnelde successie/ veroudering van de vegetatie in de pionierzone en op de lage kwelder door het afnemen van de bodemdaling. Bodemdaling blijkt een onverwacht positief effect op de kweldervegetatie op te leveren:

- De veroudering naar de climax-vegetatie met Zeekweek is in de PQ's afgeremd.
- In de pionierzone en op de lage kwelder is dat effect tijdelijk, op de midden en hoge kwelder is de vertraagde successie langdurig.
- De climax met Zeekweek is op de vegetatiekaarten daarom relatief stabiel op zowel de beweide als de onbeweide kwelder.

3.1.1. Inleiding

3.1.1.1. Aanleiding studie

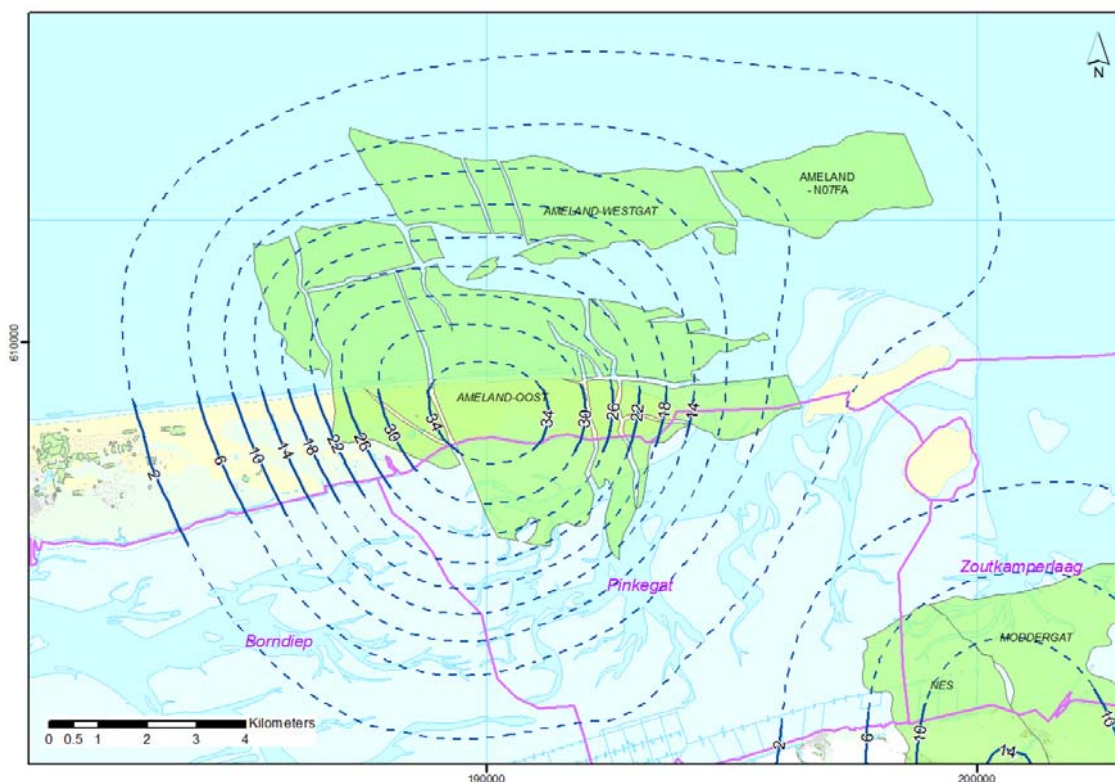
Op de kwelders Neerlands Reid en De Hon op oost Ameland worden in opdracht van de NAM vanaf 1986 de effecten van bodemdaling door gaswinning gevolgd. Het onderzoek vindt op twee tijd- en schaalniveau's plaats:

1. Jaarlijks in twee transecten met puntmetingen (PQ's) van duin naar wad, die per kwelder nabij de grootste bodemdaling liggen.
2. Eens in de zes jaar d.m.v. een vlakdekkende vegetatiekaart voor controle op de transecten en voor een totaalbeeld van de kwelders op oost Ameland.

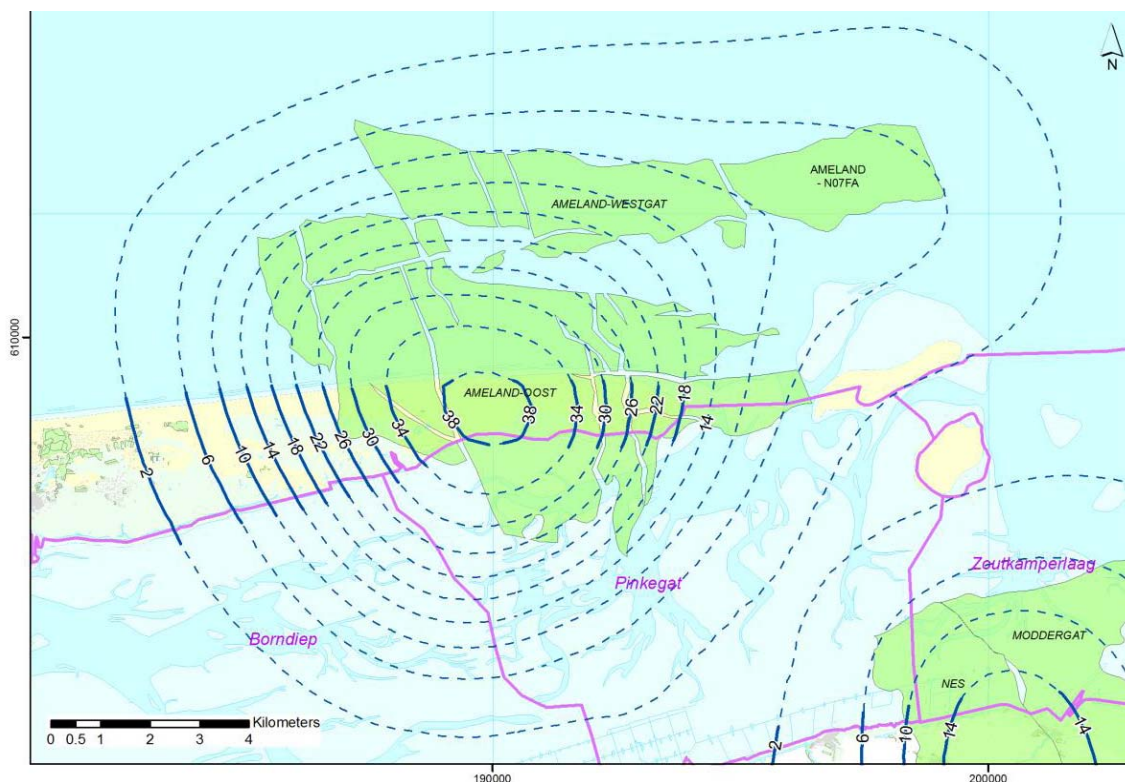
In de voorliggende studie worden de resultaten van **25 jaar monitoring van de kwelders** op oost Ameland beschreven. Ondanks een bodemdaling die voor een eilandkwelder eigenlijk te fors is (Dankers et al. 1986; Dijkema et al. 1990; Dijkema 1997), waren er in 2003 na 17 jaar gaswinning nog weinig effecten op de kweldervegetatie op oost Ameland gevonden (Eysink et al., 1995, 2000, Dijkema et al., 2005 c).

Verwacht wordt dat de transecten de maximale effecten van bodemdaling beschrijven. In 2009 is op Neerlands Reid een **bodemdaling** van 17-19 cm bereikt (gem. 9 mm/j; transect 3 van de Oerdsloot naar de stuifdijk) en op De Hon 26 cm (gem. 11 mm/j; transect 9 op het midden van de kwelder; **peilmerkaling** in NAM-model Ameland_GRIDS_2010). De bodemdaling-snelheid is inmiddels gehalveerd. Het diepste deel van de bodemdaling-schotel ligt iets ten noorden van de winninglocatie van NAM.

Op grond van het concept winningsplan 2011 van NAM ([figuur 3.1.1 en 3.1.2](#)) is de **eindprognose voor de totale bodemdaling** op Neerlands Reid nabij de Oerdsloot 30 cm in 2050 (28 cm in 2025) en voor het midden van De Hon 35 cm in 2050 (32 cm in 2025). Het einde van de productie op Ameland is voorzien in 2035. Op basis daarvan worden in [hoofdstuk 3.1.5](#) voorspellingen gedaan voor de ontwikkeling van de kweldertransecten op oost Ameland bij een verdere bodemdaling tot 2025 en tot 2050.



Figuur 3.1.1 Bodemdalingprognose voor 2025 (in cm). Totale bodemdaling door gaswinning voor de in het concept-winningplan Ameland 2011 beschreven voorkomens met naburige voorkomens.
Prognosis total surface subsidence in 2025 (cm).



Figuur 3.1.2 Bodemdalingprognose voor 2050 (in cm). Totale bodemdaling door gaswinning voor de in het concept-winningplan Ameland 2011 beschreven voorkomens met naburige voorkomens na beëindiging van de gaswinning van de Ameland gasvelden in 2035.
Prognosis total surface subsidence in 2050 (cm).

3.1.1.2. Studiegebied

De kwelders Neerlands Reid en De Hon (tabel 3.1.1; figuur 3.1.3) op oost Ameland kennen een ontwikkeling die vergelijkbaar is met andere **eilandkwelders achter stuifdijken** (Dijkema 1987 a; Bakker 1997). Deze kwelders ontwikkelen zich op een hoge zandplaat met een gradiënt in hoogte vanaf het wad naar geïsoleerd gelegen lage duintjes. Deze gradiënt is in tegenstelling tot vastelandkwelders geen afspiegeling van de successie, maar al op de ondergrond (een zandplaat) aanwezig. Het zijn “plaatkwelders achter kunstmatige stuifdijken” die gekenmerkt worden door een snelle successie (Westhoff et al. 1998). Door het grote verschil in leeftijd verschilt de dikte van de kleilaag: Neerlands Reid is oud en **beweid**, heeft een relatief dikke kleilaag, De Hon is jong en **onbeweid**, heeft een dunne kleilaag.

De kwelders op oost Ameland zijn voor deze studie in drieën gedeeld:

- Neerlands Reid is gevormd na voltooiing van de stuifdijk tussen de Kooi duinen en het Oerd in 1893; op de zandplaat lagen al lage duintjes uit de periode 1800-1880 (Bakker et al. 1979). De kleidikte in transect 3 ligt in 2005 tussen 100-40 cm aan de wadkant en tussen 16-10 cm aan de duinkant. Kliferosie wordt tot even voorbij de Oerdsloot tegengegaan door een steenglooiing, ten oosten daarvan is kliferosie.
- **De Hon** was in **1962** nog een kale zandplaat; langs de noordzijde vormen zich jonge duintjes (Schroevens & Van Leeuwen 1962). Na aanleg van een stuifdijk is de ontwikkeling van de kwelder op gang gekomen. De stuifdijk is niet gesloten. De kleidikte in **transect 9** ligt in 2005 tussen 22-27 cm bij een kreek aan de wadzijde tot 8-13 cm onderaan enkele lage duintjes. Aan de westzijde is kliferosie.
- Een jonger kweldertje aan de **wadzijde van De Hon** (ter plaatse van **transect 9**, de PQ's 9.1-9.5) heeft in de periode **1986-2010** een vrijwel volledige successie doorlopen van ijle pionierbegroeiing, via Gewoon kweldergras, Gewone zoutmelde naar Zeekweek. De huidige zonering is nog steeds een afspiegeling van de successie in de afgelopen 25 jaar. In een handboek over kwelders zou het niet mooier kunnen staan. De dikte van de kleilaag loopt in 2005 op van 0 cm in de pionierzone tot 27 cm bij een nieuw gevormde kreek.



Tabel 3.1.1 Kwelderzones, opnamepunten (PQ's) in transecten (3 = Neerlands Reid, 8 en 9 = De Hon), drainage door krekken, geomorfologie en beweiding.
Salt marsh zones, permanent plots (PQ) in transects (3 = Neerlands Reid, 8 and 9 = De Hon), drainage by creeks and geomorphology.

Kwelderzone	PQ	Drainage	AFSTAND PQ tot KREEK in 2005	Geomorfologie
Pionier zone (ondergrens 5% bedekking NAP + 86 cm)	3.2	1	18 m kreek 1 ^e orde	kom
	3.4	0	20 m kreek 1 ^e orde	kom
	3.5	3	5 m kreek 1 ^e orde	oeverwal
	3.9	0	22 m kreek 2 ^e orde	kom
	3.10	3	0 m kreek 2 ^e orde	oeverwal
	3.12	3	8 m kreek 1 ^e orde	oeverwal
	9.1	2	Nvt (wadvlakte)	pionier/ vlakte
	9.2	2	15 m kreek 1 ^e orde	pionier / vlakte
Lage kwelder zone (ondergrens pré laag NAP + 112 cm)	3.1	3	8 m kreek 1 ^e orde	oeverwal
	3.6	3	3 m kreek 2 ^e orde	oeverwal
	3.8	3	1 m kreek 2 ^e orde	oeverwal
	3.13	3	8 m kreek 1 ^e orde	oeverwal
	3.14	4	15 m kreek 1 ^e orde	oude oeverwal
	3.15	4	17 m kreek 1 ^e orde	oude oeverwal
	9.3	3	6 m kreek 2 ^e orde	oeverwal
	9.4	3	2 m kreek 2 ^e orde	oeverwal/vlakte
Midden kwelder zone (ondergrens Neerlands Reid NAP + 146 cm, De Hon NAP + 136 cm)	3.3	4	20 m kreek 1 ^e orde	oude oeverwal
	3.7	2	3 m kreek 3 ^e orde	vlakte
	3.11	3	3 m kreek 2 ^e orde	oeverwal
	3.16	4	17 m kreek 1 ^e orde	oude oeverwal
	3.20	5	Nvt (> 20 m)	duinkopje
	3.21	2	24 m oud greppeltje	"zoute weide"
	9.5	3	8 m kreek 1 ^e orde	oeverwal
	9.7	2	Nvt	vlakte
Hoge kwelder zone (ondergrens NAP + 160 cm)	9.8	2	Nvt	vlakte
	9.9	4	Nvt	oude oeverwal
	9.13	5	Nvt	duinkopje
	3.19	5	Nvt (> 20 m)	duinkopje
	3.22	5	Nvt (> 20 m)	duinkopje
	3.23	5	Nvt (> 20 m)	duinkopje
	3.24	5	Nvt (oud greppeltje)	duinkopje
	9.14	5	Nvt	duinkopje
Verstoorte pq's:				
kliferosie	8.3	0		
	8.7	3		
vertrapping door vee	3.17	2	20 m kreek 2 ^e orde	vlakte, vertrapt
	3.18	0	> 20 m kreek 2 ^e orde	vlakte, vertrapt
vernatting door blokkering kreek	9.10	2	Nvt	kreekrug / plas
	9.11	0	Nvt	natte kom
	9.12	2	Nvt	kreekrug / plas

N.a.v. de audit 2005 is een nieuwe **drainageschaal** ontwikkeld en in 2005 opgenomen:

0 = kom – nat (niets aangepast, verschil nat droog mogelijk)

1 = kom – droog (niets aangepast, verschil nat droog mogelijk)

2 = overgang – vlakte (3.7, 9.7, 9.8, 9.10, 9.12 aangepast 1986-2005)

3 = oeverwal – 1^e + 2^e orde (daardoor enkele PQ's 3e orde naar 2)

4 = oude kreekrug (3.3, 3.14, 3.15, 3.16, 9.9 aangepast 1986-2005)

5 = duinkopje (3.19, 3.20, 3.22, 3.23, 3.24, 9.13, 9.14 aangepast 1986-2005)

Beweidingschaal 1986-2010:

0	Nooit beweide
1	Extensief beweide
2	Matig beweide
3	Intensief beweide



Figuur 3.1.3 Oost Ameland, overzicht kwelder transecten 3 en 9 op Neerlands Reid en De Hon.
Ameland-East, outline of transects 3 and 9 on Neerlands Reid and Hon.

3.1.2. Inleiding kwelders

3.1.2.1. Hoogteligging en opslibbing van kwelders

Kwelders liggen in het bereik van het getij ([figuur 3.1.4](#)). Er vindt sedimentatie en erosie plaats. Planten spelen een essentiële rol in de **kweldervorming** ([figuur 3.1.5](#)). De belangrijkste pionierplant Zeekraal is éénjarig en groeit vanaf enkele decimeters onder gemiddeld hoogwater (GHW). Zeekraal faciliteert de eerste vorming van krekens en de vestiging van Gewoon kweldergras. Rond het niveau van **GHW** bereikt het meerjarige kweldergras voldoende bedekking om:

1. De **opslibbing** op te voeren tot de **hoogste waarden** in de gehele kweldervorming (Wohlenberg 1933; Jakobsen 1954; Andresen et al. 1990; Dijkema 1997; Dijkema et al. 2001).
2. Het **krekenstelsel** verder te ontwikkelen. De betere ontwatering door het krekenstelsel is doorslaggevend voor de groei van de kwelderplanten en bevordert de **successie** naar de opvolgende vegetatietypen in de kwelderontwikkeling (Yapp et al. 1917; Grotjahn et al. 1983; Dijkema et al. 1991, 2001; French & Stoddart 1992; Reents 1995).
3. **Erosie** van de jonge kwelder tegen te gaan (Wohlenberg 1953; Kamps 1956, 1962; Von Weihe 1979).

Opslibbing en de vastlegging van slib wordt door de kweldervegetatie gestimuleerd want eigenlijk zou er door het afnemend aantal overstromingen op kwelderhoogte minder slib moeten worden afgezet. De **afstand tot het wad of tot krekens** (de bronnen van het sediment) blijken enorm belangrijk te zijn voor de snelheid van opslibbing (Stoddart et al. 1989; Van Duin et al. 1997; Esselink 2000). **Stormen** spelen een grote rol bij de variatie van de opslibbing in de ruimte en in de tijd (Kamps 1956, 1962; Van Duin et al. 1997; De Groot et al. 2011).

Naast de **drainage** door ontwatering (Vince & Snow 1984; Armstrong et al. 1985; Van Diggelen 1987) wordt hogerop de zonering bepaald door het **zoutgehalte** van de bodem en **concurrentie** tussen de plantensoorten (Snow & Vince 1984; Bertness & Ellison 1987; Scholten et al. 1987).

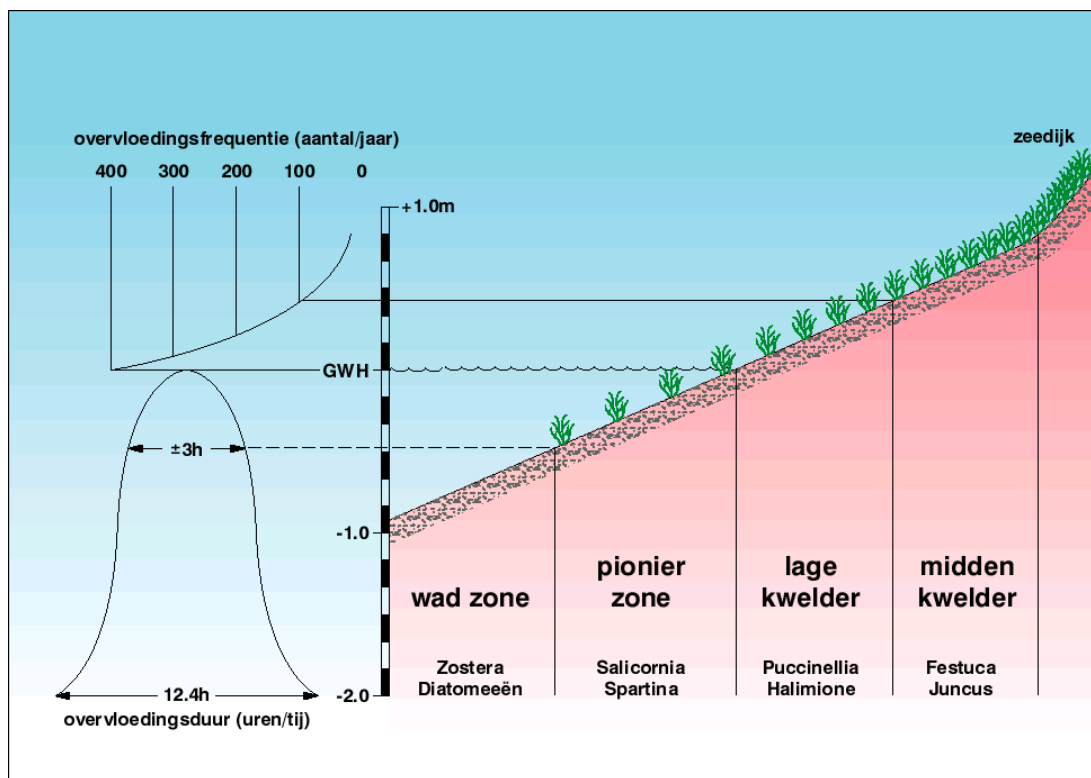
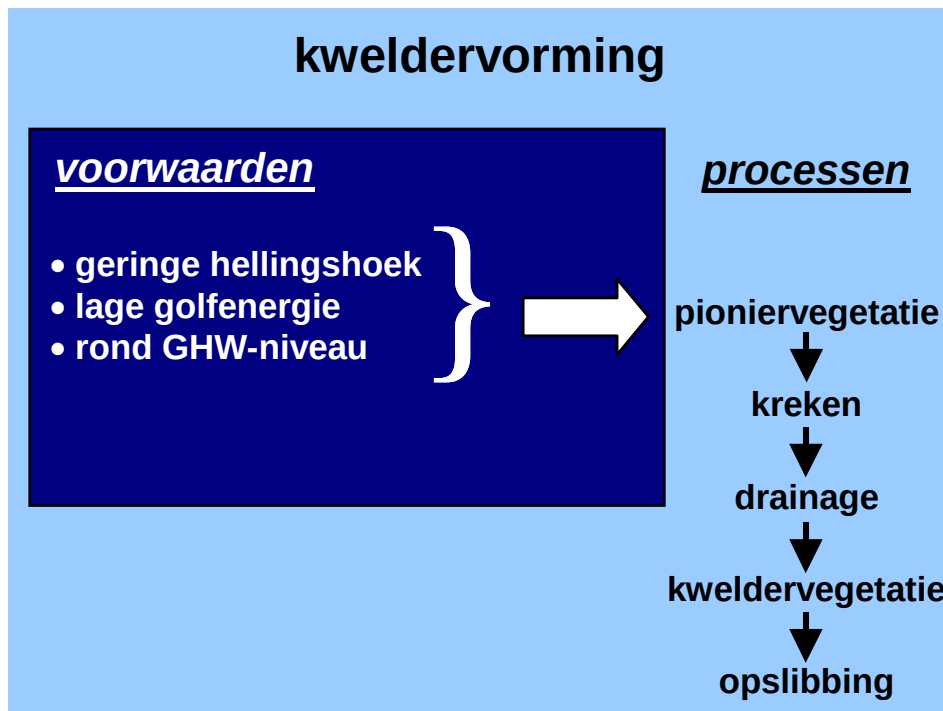


Figure 3.1.4 Voorbeeld van zonering en inundatiefrequentie (naar Erchinger 1985).
Example of zonation and flooding frequency (after Erchinger 1985).



Figuur 3.1.5 Voorwaarden en processen bij kweldervorming.
Conditions and processes for salt marsh development

3.1.2.2. Klifvorming

Zolang kwelders horizontaal groeien is er een geleidelijke overgang in hoogte van pionierzone naar kwelder ([figuur 3.1.4](#)). Stagneert de aanwas, dan ontstaat op natuurlijke wijze een kwelderklif. **Stabiele kwelders bestaan niet, tenzij als gevolg van beheermaatregelen** (bezinkvelden of oeververdediging). De oorzaak van klifvorming is de genoemde hoge opslibbing in de kweldervegetatie ([figuur 3.1.5](#)), terwijl de opslibbing in de aangrenzende éénjarige pionierzone alleen in de groeifase hoog genoeg is om een geleidelijke overgang in stand te houden. Een eroderende of zelfs een stabiele pionierzone leidt altijd tot een kwelderklif met terugschrijdende erosie van de kwelder. Zeewaarts van een klif ontstaat in een stabiele of in een opslibbende pionierzone soms nieuwe kwelderaanwas. Een dergelijke secundaire kwelder kan na verloop van tijd ook weer een klif vormen (Yapp et al. 1917; Koppel et al. 2005).

De **pionierzone** is daarom een gevoelig gebied voor zeespiegelstijging en bodemdaling. Op de eilanden bepalen natuurlijke morfologische processen de opslibbingbalans in de pionierzone. De natuurlijke processen van opbouw en afslag mogen op grond van het bestaande beleid ongestoord hun gang gaan, omdat het kwelderareaal op de eilanden veel groter is dan op grond van historische referenties verwacht mag worden (Dijkema 1987 b; Dijkema et al. 2005 a, b). Langs het vasteland wordt de opslibbingbalans in de pionierzone voor een belangrijk deel bepaald door de beheermaatregelen in de kwelderwerken. De processen van opbouw en afslag worden daar door rijshoutdammen gereguleerd, omdat het kwelderareaal veel kleiner is dan de historische referentie voor het kwelderareaal langs het vasteland van de Waddenzee.

3.1.2.3. Kwelderkreken en kwelderplasjes

Reents heeft in 1995 een studie gedaan naar internationale referenties voor krekensystemen, kwelderplasjes en zoutpannen in Nederlandse kwelders. Het krekensysteem in een kwelder is niet alleen belangrijk voor het transport van water maar ook sediment en nutriënten worden door de kreken de kwelder binnengebracht (Boorman et al. 1994). Door de verschillende stromingen wordt het sediment dat gedurende doortijden binnen de kreken is afgezet weer gemobiliseerd. De kweldergroei is dus niet alleen bepaald door de sedimentaanvoer van zee maar ook door de mogelijkheid voor mobilisatie en transport binnen het krekensysteem van de kwelder (Kestner 1975; Stoddart et al. 1989).



De ontwikkeling van het krekensysteem begint gelijktijdig met het ontstaan van de kweldervegetatie (Yapp et al. 1917; Steers., 1959; Van Straaten 1965; Kestner 1975; Steers 1977; Grotjahn et al. 1983; Dijkema et al. 1991; French & Stoddart 1992). Tussen de verspreid staande pionierplanten kan het water zo aflopen. Op de plekken, waar de planten staan wordt de bezinking van slibdeeltjes bevorderd, terwijl op de open gedeeltes de stroming iets geconcentreerd wordt, waardoor minder opslibbing of zelfs uitschuring kan plaatsvinden en “embryonale krekens” ontstaan (Steers 1959). Volgens Adam (1990) stammen de grote elementen van het krekensysteem nog van de wadplaten en Carter (1988) zegt dat de krekens al vóór de pionierfase ontstaan zijn, terwijl de planten zich pas later op de daartussen liggende plekken hebben gevestigd.

Met toenemende kwelderoppervlakte wordt de hoofdkreek langer en er ontstaan nieuwe krekens en steeds meer splitsingen (Yapp et al. 1917; Verhoeven & Akkerman 1967). Dat gebeurt vooral door **terugschrijdende erosie in de kleine krekens tijdens de eb**, waarbij zich ook vanaf de zijkant van een grotere kreek een kleine kreek kan insnijden (Pestrong 1965; Verhoeven & Akkerman 1967; Steers 1977; Bayliss-Smith et al. 1979; Carter 1988; French et al. 1990; French & Stoddart 1992). Deze terugschrijdende erosie ontstaat door de verzameling van water op het eind van een kreek, waarbij een soort waterval ontstaat als het water in de kreek stroomt. Binnen de krekens kan ook laterale erosie plaatsvinden. De kreekranden worden daarbij ondergraven, omdat het onderliggende sediment (meestal zandig en zonder plantenwortels) makkelijker te eroderen is (Pestrong 1965; Carter 1988; French & Stoddart 1992). Deze laterale erosie versterkt het kronkelde karakter van de krekens. De buitenbochten eroderen en in de binnenbochten wordt materiaal afgezet. In het algemeen liggen de kreekstelsels redelijk stabiel op hun plaats en veranderingen voltrekken zich zeer langzaam (Van Straaten 1965; Verhoeven & Akkerman 1967; Verhoeven 1983; Adam 1990).

Samengevat vinden binnen de krekens zowel de processen van uitschuring als ook van afzetting plaats (Yapp et al. 1917; Pestrong 1965; Long & Mason 1983; Carter 1988). Afhankelijk van welk proces overheerst kunnen krekens dichtslibben of insnijden en soms blijven ze onveranderd. Naarmate de kwelder zich verder ontwikkelt veranderen ook de geulprofielen. In de pionierzone zijn de krekens nog breed en ondiep, met de verdere ontwikkeling van de kwelder worden vooral de kleinere krekens dieper en nauwer. In grotere krekens ontstaan met de verdere ontwikkeling terrassen omdat door laterale erosie blokken neervallen en blijven liggen. Deze krekens worden dan meer V-vormig (Ashton 1994).

Het verloop, de vorm en de dichtheid van de krekens hangen af van de getijamplitude, de stroomsnelheden, het bodemtype van de kwelder en de kreekbodem en van de kweldertopografie (Pestrong 1965; Steers 1977; Long & Mason 1983; Verhoeven 1983; Adam 1990). Op kwelders met zandig sediment is b.v. de kreekdichtheid niet groot. De cohesieve eigenschappen van sommige kweldersedimenten heeft tot gevolg dat daar de kreekprofielen trapeziumvormig of rechthoekig zijn. Waar de krekens in de onderliggende zandbodem insnijden hebben de profielen een parabole vorm (French et al. 1990).

Kwelderplasjes en zoutpannen komen in bijna alle kwelders voor. Er bestaan meerdere typen die door hun ontstaan gekarakteriseerd zijn (Yapp et al. 1917; French et al. 1990):

- De **primaire plasjes** ontstaan gelijktijdig met de kwelder. Door de onregelmatige vestiging van vegetatie kunnen open gebleven plekken helemaal door een vegetatiedek worden omsloten, met het gevolg dat het water niet meer aflopen kan (Steers 1959, 1977; Pestrong 1965; Long & Mason 1983). Deze plasjesvorming gebeurt niet overal, volgens Adam (1990) zijn er pionierplanten (b.v. Zeekraal) die een gelijkmatige vegetatiebedekking vormen en die door krekens doorbroken kan worden.
- De **secundaire plasjes** ontstaan eigenlijk op dezelfde manier als de primaire plasjes, alleen zijn zij bestanddeel van de secundaire kwelder en liggen tegen de kwelderrand aan, waar neerstortende blokken een laagte in kunnen sluiten.
- **Kreek plasjes** ontstaan doordat krekens afgedamd worden: door laterale erosie, waarbij de neerstortende blokken de kreek afdammen, of door dichtslibbing van een kreekgedeelte kan de ontwatering geblokkeerd worden. Deze kreek plasjes hebben meestal een lange vorm en liggen vaak in het verlengde van een kreek.
- **Kleinere plasjes** kunnen de resten van grotere plasjes zijn, die op de een of andere manier verbinding met krekens hebben gekregen en afwateren konden (b.v. door de terugschrijdende erosie van krekens of door erosie van de plasjesranden).

Ook op oude, min of meer stabiele kwelders kunnen nieuwe plasjes ontstaan (Warming 1904; Ranwell 1964; Pethick 1974). Door het achterblijven van aanspoelsel (vooral algen), door de invloed van dieren (trappen, vreten), door ijs (hogere breedtegraden) of door hoge saliniteit over een lange periode sterft de vegetatie af en ontstaan er kale plekken. Als er gedurende langere tijd water op een kale plek blijft staan, dan wordt de herbegroeiing met vegetatie belet en ontstaat een plasje. De dichtheid van plasjes neemt met toenemende kwelderhoogte toe en de grootste hoeveelheid plasjes ligt dicht bij de kwelderrand, waar ook het grootste gedeelte van het aanspoelsel ligt (Pethick 1974).

Kwelderplasjes blijven in stand doordat er gedurende lange tijd water in blijft staan. Door kleine windgolfjes kunnen de randen van de plasjes eroderen en groter worden. Als met hoge tijen water de plasjes binnen stroomt, ontstaan wervels die de plasjes een afgeronde vorm geven (Yapp et al. 1917; Pestrone 1965; Steers 1977). Door ontwatering, het overgroeien van de randen en door de vorming van bulten binnen een plasje kunnen deze kleiner worden of verdwijnen (Yapp et al. 1917). Als een plasje ontwaterd wordt dan kunnen zich weer planten vestigen en blijft er alleen maar een laagte over (Steers 1959). Plasjes kunnen dus in grootte toe- of afnemen, hun vorm en positie kan veranderen en uit een verbinding van meerdere kleine plasjes kan een grote plas ontstaan (Yapp et al. 1917).

Reents (1995) en Reents et al. (1999) vonden als referentiewaarde voor natuurlijke kreken 10% van het areaal van de kwelder. Voor kwelderplasjes en zoutpannen zijn referentiewaarden tot 6% van het areaal van een natuurlijke kwelder gemeten.

3.1.2.4. Eerste voorspelling kweldervegetatie (1986)

In 1986 is een eerste voorspelling voor de veranderingen van de vegetatie op Ameland gemaakt. De effectenvoorspelling gaat uit van de **zonering**: een hoogteverandering is met behulp van [figuur 3.1.4](#) rechtstreeks vertaald in een verandering van de kweldervegetatie. Basis van de voorspelling was de toenmalige beperkte kennis van de opslibbing, uitgebreide vegetatieanalyses en hoogtemetingen in negen kwelder-transecten. De bodemdalingprognose was 20 cm onder het oostelijk deel van Neerlands Reid en 26 cm in het centrum van de schotel onder De Hon. Tevens is een meer globale, maar gebiedsdekkende voorspelling gemaakt op basis van kaarten van de overvloedig frequenties voor en na de bodemdaling (alleen voor Neerlands Reid), een vegetatiekaart op schaal 1:33.000 en kennis uit de transecten over de ondergrenzen van de vegetatiezones. Combinatie van deze twee methoden leidde tot een algemene schets van de toekomst van de kwelders van het Neerlands Reid en De Hon (Dankers et al. 1987):

- *De totale omvang van het Neerlands Reid blijft gelijk. Kliferosie is door de bestaande oeververdediging met steen niet mogelijk. Het aantal overvloedingen verdubbelt tijdens de situatie met maximale bodemdaling (2005) in een zone van ongeveer 500 m x 3000 m, die loopt ter weerszijde van de Oerdsloot. Dit gebied omvat het zuidoostelijke deel van het Neerlands Reid en het grootste deel van de Zoute Weide. Transect 3 loopt door dit gehele gebied. In dit gebied zullen de grootste vegetatieveranderingen plaatsvinden. Het zuidoostelijk deel van het Neerlands Reid, dat nu een vegetatie van de lage kwelder heeft, zal aanmerkelijk natter worden (ca. 40 ha) (benedeneind van transect 3). Pioniervegetaties zullen hier echter niet op grote schaal ontstaan als een rechtstreeks gevolg van bodemdaling, maar indirect is dat wel mogelijk door vertrapping als de hoge beweidsintensiteit gehandhaafd blijft. De rest van de genoemde zone langs de Oerdsloot bestaat uit vegetaties van de midden kwelder (middendeel van transect 3). Ca. 40 ha daarvan zal veranderen in vegetaties van de lage kwelder. De overige 60 ha. van deze zone langs de Oerdsloot blijft weliswaar de vegetatie van de midden kwelder behouden, maar er zal een verschuiving in de soortensamenstelling in de richting van plantensoorten van de lage kwelder (bijvoorbeeld kweldergras) plaatsvinden.*
- *Als laatste kan aan het uiteinde van de Oerdsloot en in de noordoostelijke hoek van het Neerlands Reid een uitbreiding van de vegetaties van de midden kwelder worden verwacht op plaatsen waar nu nog vegetaties van de hoogste kwelder voorkomen (ca. 25 ha) (boven eind van transect 3).*
- *Op de smalle beweede kwelder tussen Het Oerd en het wad (transect 4) en de eveneens smalle, maar onbeweede kwelder tussen de Oerderduinen en het wad (transect 7) worden als gevolg van de hoge ligging en de steile helling slechts geringe veranderingen in de*



vegetatiezones verwacht. Dit sluit een verandering in de bijzondere samenstelling van de plantensoorten hier niet uit, maar die is mede afhankelijk van de waterhuishouding in de aangrenzende duinen. De buitengrens van de pionierzone verschuift ca. 10 m richting kwelder.

- Op De Hon vinden we een meer geleidelijk van de duinen naar het wad aflopende kwelder. Daardoor zullen de vegetatiezones als gevolg van bodemdaling langzaam in de richting van de duinen gaan opschuiven. In de situatie met maximale bodemdaling (2005) neemt de kwelder aan de benedengrens met ongeveer 25 ha in omvang af, wat als hooggelegen wad terugkomt (transect 8 en benedeneind van transect 9). De pioniervegetatie en de vegetatie van de lage kwelder schuiven ongeveer 100 m op en houden dezelfde omvang als nu. De omvang van de midden kwelder vermindert uiteindelijk (boveneind van transect 9). De voorspelling voor De Hon heeft een globaal karakter: er zijn geen overvloedingskaarten beschikbaar en er vinden bovendien grote natuurlijke veranderingen plaats.

3.1.2.5. Samenvatting vorig rapport (1986-2003)

Transect 3 op Neerlands Reid heeft in 2003 14 cm bodemdaling (zonder de opslibbing gem. 8 mm/j) en transect 9 op De Hon in 2003 is 20 cm gezakt (zonder de opslibbing gem. 12 mm/j). Na 17 jaar gaswinning zijn nog weinig effecten op de kweldervegetatie gevonden (Dijkema et al. 2005 c).

Opslibbingbalans gemeten in de periode 1986-2003:

- De monitoring van de hoogteprofielen over de transecten laat een hoge opslibbing dicht bij het wad en op de oeverwallen bij de kreken zien (gem. 9 mm/j) en een lage opslibbing verder vanaf het wad, in de kommen en hoger op de kwelder (gem. 2 mm/j). Beide waarden zijn voor eilanden normaal. Midden op de kwelder De Hon is de opslibbing veel minder dan de bodemdaling. De opslibbing op vastelandkwelders langs de noordkust ligt op ca. 10-20 mm/j.
- Ondanks een negatieve opslibbingbalans zakt het maaiveld dicht bij het wad, op de lagere delen van de kwelder en op de hoge kwelder meestal niet onder de ondergrens van de betreffende vegetatiezone.
- Op de midden kwelder en in de groep verstoorde PQ's zakt het maaiveld in $\frac{3}{4}$ van de PQ's wel onder de ondergrens van de betreffende vegetatiezone.
- Op grond van de zonehypothese en de opslibbingbalans zijn voor de PQ's 9.7 en 9.8 veranderingen van de vegetatie te verwachten.

Veranderingen in overvloedingsfrequentie 1986-2003:

- In de periode 1986-1997 heeft de afname van de jaargemiddelde hoogwaters de mogelijke effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie grotendeels gecompenseerd via een stabiele overvloedingsfrequentie.
- In de periode 1997-2003 heeft de toename van jaargemiddelde hoogwaters de mogelijke effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie versterkt via een toename van de overvloedingsfrequentie op 60% van de PQ's.

Kweldervegetatie gemeten in de periode 1986-2003:

- De helft van de PQ's laat autonome successie zien, waarvan 22% van alle pq's veroudering naar een climaxvegetatie (b.v. Zeekweek) en 28% van alle PQ's successie van de vegetatie naar een hogere kwelderzone (b.v. Zeealsem). 20% van de PQ's verandert niet. Canoco-analyse laat binnen de kwelderzones een significante successie/veroudering zien (verandering op de belangrijkste derde as).
- In twee PQ's is bodemdaling de meest waarschijnlijke oorzaak van een verandering: 9.7 en 9.8 (periodieke regressie met éénjarige planten; 5% van alle PQ's). Deze PQ's liggen midden op De Hon in de nabijheid van een al decennia bestaande plas. In de buurt van deze plas worden dezelfde éénjarige planten periodiek waargenomen. Dit gebied heeft een lage opslibbing (door de grote afstand tot het wad en tot kreken) en een hoge bodemdaling (nabij het centrum van de daling). De genoemde PQ's liggen al vanaf het begin van de bodemdaling op of onder de ondergrens van de midden vegetatiezone.
- De grootste oorzaken van regressie en/of verjonging van de kweldervegetatie zijn echter niet bodemdaling, maar vernatting (= vermindering aëratie) door blokkering van een kreek of autonome kliferosie en vertrapping door vee (resp. 10% en 15% van alle PQ's).



- Op grond van een lineair regressiemodel wordt de kwelderzoningering van 1986 significant verklaard door de hoogte van het maaiveld. De zonehypothese is echter niet houdbaar als voorspeller voor de effecten van bodemdaling op kweldervegetatie, want:
 1. De verschuiving langs de eerste as (= zoning) is alleen te verklaren als er een geringe bodemstijging zou zijn geweest en geen opslibbing.
 2. De verschuiving langs de tweede as is grotendeels te verklaren uit de gemeten bodemdaling en opslibbing. Zij het dat de bodemdaling eigenlijk 5-10 x zo groot zou moeten zijn geweest. De opslibbing klopt wel precies.
 3. De verschuiving langs de derde as (= successie/veroudering) zou alleen te verklaren zijn als de bodem zeer sterk was gestegen (ca. 15 x de huidige daling).

Vergelijking vegetatiekaarten 1988, 1993, 1997 en 2003:

- Een vlakdekkende vergelijking van vegetatiezones tussen 1988 en 2003 bevestigt de conclusies uit de proefvlakjes (PQ's) in transecten:
 1. De vegetatie op Neerlands Reid is niet wezenlijk veranderd.
 2. De Hon laat tegelijkertijd regressie door bodemdaling (10 ha), veroudering naar Zeekweek (20 ha) en successie naar een nieuwe kwelder (5 ha) zien.
- Uit een eerdere kaartvergelijking met andere kwelders blijkt op oost Ameland een relatieve afname van Zeekweek. Dit zou een bevestiging kunnen zijn van het vermoeden dat bodemdaling de veroudering naar climaxplanten afremt.

Neerlands Reid: samenvatting metingen en voorspelling tot 2020

Voor de kwelder Neerlands Reid in transect 3 worden op basis van de monitoring tot nu toe en van twee mogelijke bodemdalingsscenario's tot 2020 nog steeds geen wezenlijke effecten op de kweldervegetatie verwacht. In 2004 gaat de successie van de vegetatie vrijwel overal autonoom zijn gang, de in 1986 voorspelde veranderingen treden niet op. Wellicht is de vegetatiesuccessie vertraagd door de bodemdaling waardoor de veroudering van de kweldervegetatie langzamer verloopt dan zonder bodemdaling. Gezien de veroudering die op veel kwelders plaatsvindt wordt een vertraagde successie positief beoordeeld.

De Hon: samenvatting metingen en voorspelling tot 2020

Op De Hon is op afstand van het wad in transect 9 een plasje ontstaan. Dat plasje is het gevolg van de blokkering van een kreek. De plas is een uitloper van een bestaande plas van 0,6 ha ten westen van transect 9. Van de bodemdalingsscenario's tot 2020 worden direct ten zuiden van deze plas een effect van bodemdaling verwacht: de PQ's 9.7 en 9.8 van de midden kwelder veranderen bij scenario 1 naar de pre-lage kwelder. Bij scenario 2 verandert ook PQ 9.9 naar de pre-lage kwelder. De kwelderplas kan zowel vergroten als verbinding maken met een kreek. In het laatste geval zal de plas in snel tempo begroeien met vegetatie van de jonge kwelder, zoals recent in het hart van de bodemdaling op De Hon is gebeurd met een kwelderplas van 2,4 ha. Er is geen aanleiding voor kweldererosie vanaf de zeekant zoals was voorspeld in 1987.

3.1.3. Transecten kwelders oost Ameland van 1986 tot 2010

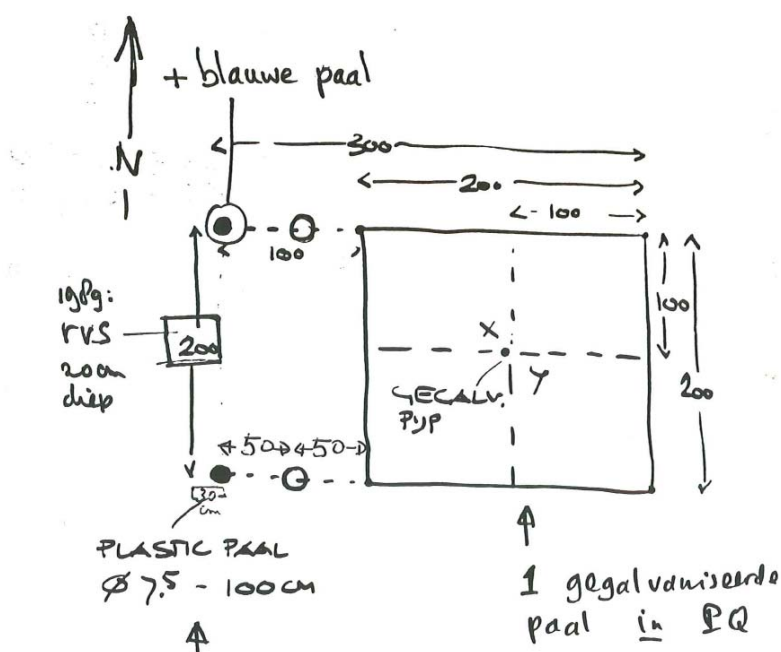
3.1.3.1. Schaalniveau's, transecten en PQ-methode

De eventuele effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie worden op oost Ameland op twee schaalniveau's gevolgd:

1. Jaarlijkse monitoring van o.a. de opslibbing en de vegetatie met ca. 40 permanente kwadraten (PQ's = gemarkeerde proefvakjes van 2x2 m).
2. Ca. zesjaarlijkse monitoring met vlakdekkende **vegetatiekaarten** in de jaren 1988, 1993, 1997, 2003 en 2009.
3. De kwelders op oost Ameland worden bovendien twee tot drie maal per jaar visueel geïnspecteerd.

De PQ's liggen in twee transecten (3 en 9) die representatief zijn voor de twee kwelderdelen en voor de verschillen in snelheid van bodemdaling op oost Ameland ([figuur 3.1.6](#), [3.1.8](#) en [3.1.9](#)). De transecten zijn per kwelder nabij de grootste bodemdaling gesitueerd. Daarom mag verwacht worden dat de PQ's de maximaal mogelijke effecten van bodemdaling beschrijven:

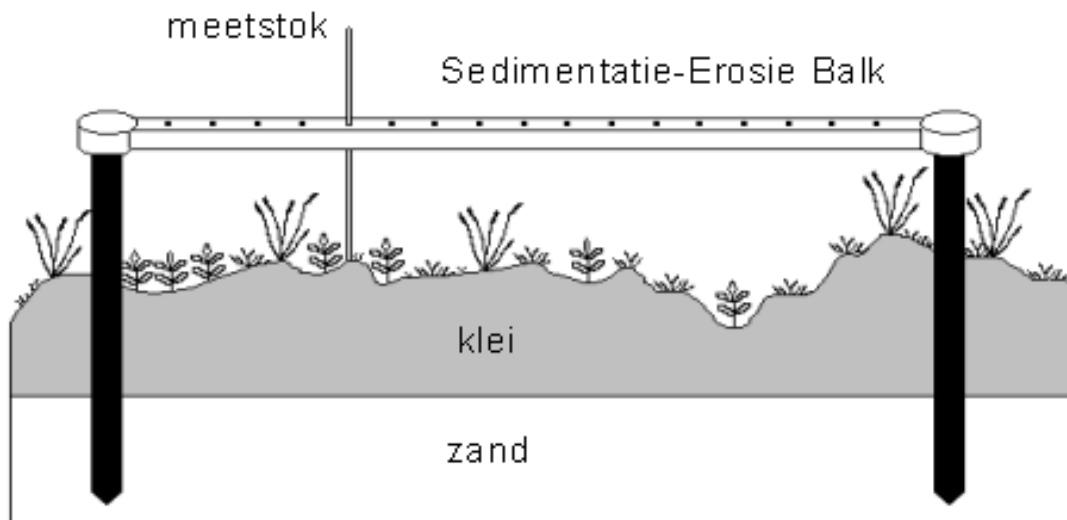
- **Transect 3** ligt zuid-noord over de **oostkant van Neerlands Reid**. Neerlands Reid is intensief beweide (Molenaar & Krol 2011). De peilmerk-daling in de periode 1986-2009 is ca. 17-19 cm. De prognose voor de einddaling is ca. 30 cm. De jaarlijkse peilmerk-daling in transect 3 op Neerlands Reid is nu ca. 5 mm. Dat is een afname tot ongeveer de helft van de daling in de jaren 90 van de vorige eeuw. Op de westkant van Neerlands Reid loopt de prognose voor de totale einddaling af naar ca. 10 cm.
- **Transect 9** ligt zuid-noord over het **midden van De Hon**. De Hon is altijd onbeweid geweest. De peilmerk-daling in de periode 1986-2009 is ca. 26 cm. De prognose voor de einddaling is ca. 35 cm. De jaarlijkse peilmerk-daling in transect 9 op De Hon is nu ca. 6 mm. Dat is een afname tot ongeveer een derde van de daling in de jaren 90 van de vorige eeuw. Op de oostkant van De Hon loopt de prognose voor de totale einddaling af naar ca. 16 cm.



Figuur 3.1.6 Opzet en markering van een PQ, zoals uitgevoerd in 1989.
Layout and marking of a permanent plot (PQ) in 1989.

De opslibbing (of eventueel erosie) zijn met zowel de SEB-methode als de tegel-methode gemeten ([bijlage 3.1 C](#)). De 17 pins SEB-meetbalk ([figuur 3.1.7](#)) is door IMARES afgeleid van een 9 pins SET-tafel, welke laatste een 95% betrouwbaarheids-interval heeft van + of - 0,8 mm (Boumans en Day 1993). De SEB-meetbalk rust op de paalkoppen van de PQ. De NAP-hoogtes van deze paalkoppen zijn in de eerste helft van de monitoring-periode meerdere malen gewaterpast. Nu worden de NAP-hoogtes van de paalkoppen 3-jaarlijks berekend met

het NAM-model GRIDS voor de peilmerkdaling. Met een eenvoudige rekensom is uit de SEB-meting 3-jaarlijks de maaiveldhoogte van de PQ te berekenen.



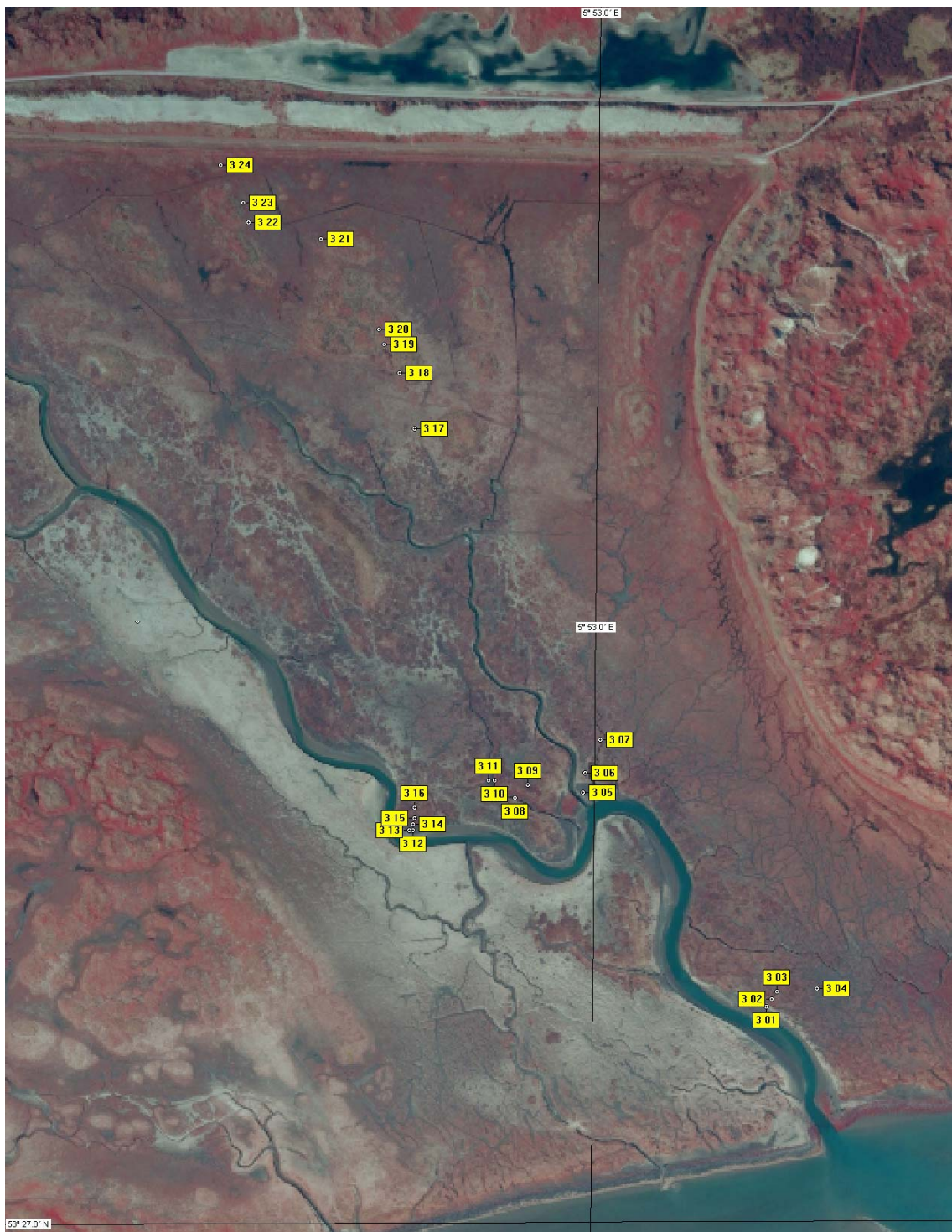
Figuur 3.1.7 De SEB-meetbalk rust op PQ-palen. Daarmee wordt de opslibbing en de hoogte van het maaiveld gemeten.
Sedimentation Erosion Bar (SEB) on PQ poles for measuring sedimentation and elevation.

De **SEB-methode** gebruikt palen die tot de zandlaag zijn ingeslagen (figuur 3.1.6 en 3.1.7): de meting geeft de netto opslibbing van nieuw sediment plus de autocompactie van de gehele kleilaag. De **tegel-methode** gebruikt een tegel die ondiep is ingegraven: de meting geeft de bruto hoeveelheid sediment die er jaarlijks bijkomt zonder de autocompactie van de diepere kleilaag onder de tegel (figuur 3.1.6 en 3.1.13; Bartholdy et al. 2010 a; Nolte et al. in prep). De SEB-methode wordt op Ameland twee maal per jaar uitgevoerd: in het voorjaar wordt de winter-opslibbing gemeten en in de herfst de zomer-inklink. De verschillen tussen de voorjaarmeting en de herfstmeting zijn als een zaagtand zichtbaar (figuur 3.1.14). **De SEB-herfstmeting geeft de netto opslibbing en is voor alle berekeningen van de hoogte van het maaiveld gebruikt (figuur 3.1.13).**

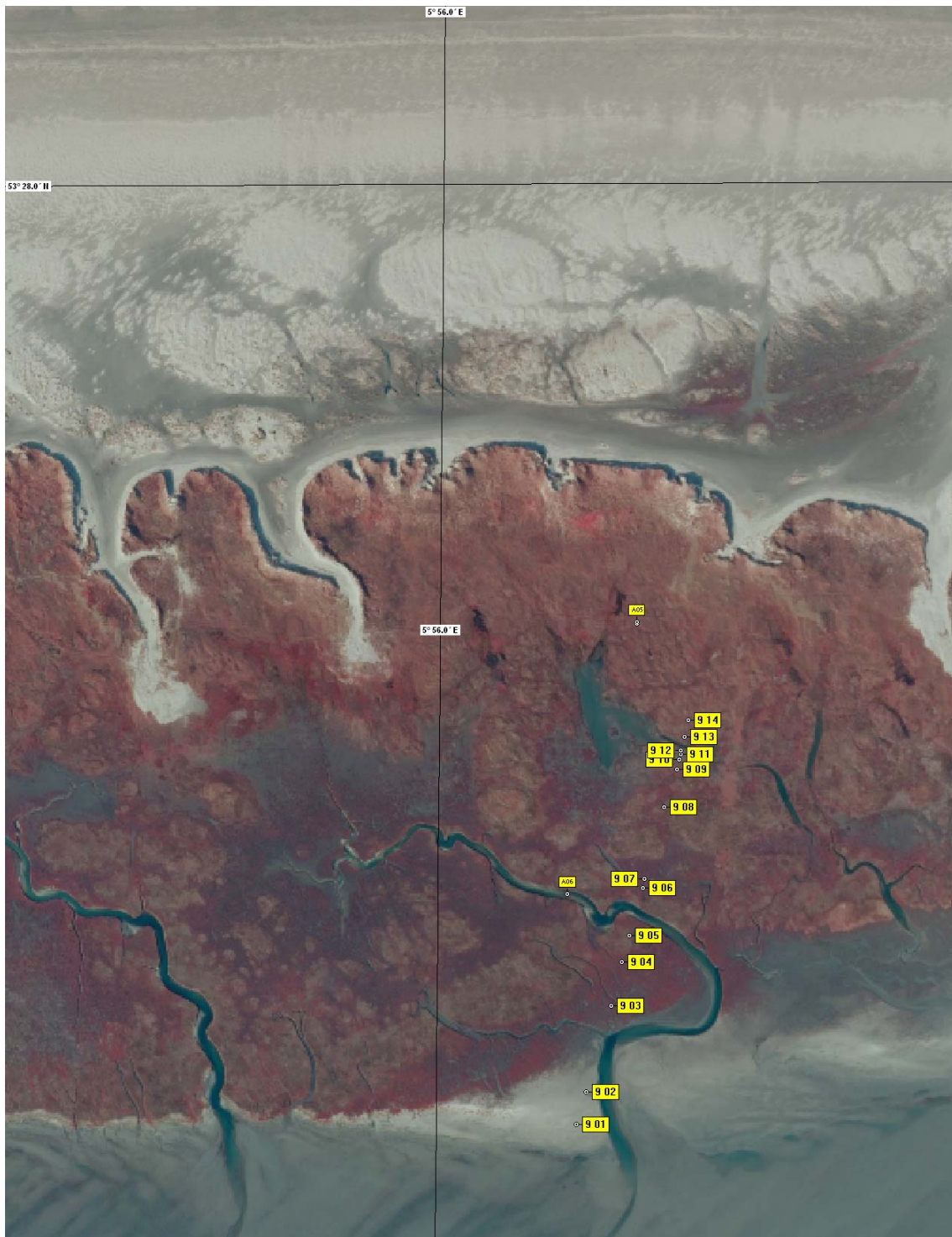
3.1.3.2. Methode zonehypothese: effect opslibbingbalans op vegetatie

De opslibbingbalans is het verschil tussen opslibbing (gemeten inclusief inklink) en bodemdaling. Bij onvoldoende compensatie van de bodemdaling door opslibbing daalt het maaiveld en is de opslibbingbalans negatief. **De zonehypothese zegt dat er effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie zijn indien de maaiveldhoogte daalt, d.w.z. indien de opslibbingbalans negatief is.** In de Oosterschelde bepaalt de overstromingsfrequentie in hoge mate welke vegetatie op een bepaald niveau voorkomt (De Jong & Van der Pluijm 1994; De Jong et al 1994). De effecten van GHW-schommelingen (Beefink 1987a; Olff et al. 1988; Dijkema et al. 1990) en de negatieve effecten van een stijging van GHW (Feekes 1950; Beefink 1986, 1987b) onderbouwen de zonehypothese:

1. Jaar-op-jaar schommelingen in jaargemiddelde hoogwaters verschuiven de kwelderzoning in de kwelderwerken met een vertraging van ca. 2 jaar (Dijkema et al. 2007). Eerder stelden Dijkema et al. (1990) de hypothese op dat de vertraagde reactie van de vegetatie extra opslibbing mogelijk maakt en zo voor zelfregulering kan zorgen.



Figuur 3.1.8 Oost Ameland kwelder transect 3 van IMARES op Neerlands Reid. Luchtfoto NAM 2007.
Ameland salt marsh transect 3 from IMARES on Neerlands Reid. Aerial Photograph NAM 2007.



Figuur 3.1.9 Oost Ameland kwelder raai 9 van IMARES op De Hon. Luchtfoto NAM 2007.
Ameland salt marsh transect 3 from IMARES on the Hon. Aerial Photograph NAM 2007.

2. In 1970 is het Krammer-Volkerak aan de noordzijde afgesloten waardoor het **getij** tussen Stavenisse en Willemstad is **vergroot**, van ca. 0 bij Stavenisse tot ca 100 cm bij Willemstad. Op het Schor van St Annaland in de Krabbenkreek ca. 40 cm, waardoor alle schorren in die omgeving min of meer zijn verdrongen (Beeftink 1987b). In het algemeen ging de schorvegetatie door de toegenomen overstromingsfrequentie terug in successie. Bij grote schokken ging dit gepaard met aanvankelijk grote sterfte, op het Schor van St Annaland leidde dit tot o.a. een sterk verarmde vegetatie. De krekten pasten zich qua omvang (doorsnee) aan de grotere watermassa's die er door moesten aan. Op het Schor van St Annaland leidde dit tot forse erosie in de krekten.



3. Vanaf 1986 **reduceerde het getij** weer bij St Annaland tot ruwweg het vroegere getijverschil. Resultaat was dat de vegetatie is teruggekeerd tot zijn oorspronkelijke samenstelling. Bij St Annaland werden de lage kommen weer soortenrijker en de hogere zones kwamen terug. Er was hier in beide perioden geen grote sterfte.
4. Op het schor bij Rattekaai (kom van de Oosterschelde) was er door de sluiting van de Volkerakdam echter nauwelijks een verandering, maar door de **getijreductie** een grote verandering. Hier is het schor gedurende ca. 2 jaar niet overspoeld. Met name op de lagere delen was er massale sterfte en op de hogere delen kwamen bv. Vlier en Bitterzoet voor (die beide direct weer verdwenen nadat de overvoedingen hervatten).

Uit voorstudies op Ameland (Dankers et al. 1987) en in de Peazemerlannen (Van Duin et al. 1997) is gebleken dat naast de opslibbingbalans rekening moet worden gehouden met de **positie van een locatie in de hoogtezonering** (figuur 3.1.4, 3.1.10; tabel 3.1.2). Meestal ligt de locatie niet op de uiterste ondergrens van de zone, zodat er meer ruimte is dan de zonehypothese veronderstelt. Op basis van de zonehypothese zonder deze marge zijn in 1986 vegetatieveranderingen van 10-tallen hectares van de kwelders op oost Ameland voorspeld (hoofdstuk 3.1.2.4).

In de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee (Oost et al. 1998) zijn de volgende **uitgangspunten** voor de **opslibbingbalans** geformuleerd:

- Er treden geen effecten van bodemdaling op indien de opslibbing in balans is met de som van de bodemdaling en zeespiegelstijging (= **streefwaarde**). Reden hiervoor is dat de kweldervegetatie in nauwkeurig vastgelegde zones ten opzichte van GHW groeit (Dijkema 1997). De vegetatiezones zullen uiteindelijk parallel aan de jaargemiddelde trends in de hoogwaterstand, de opslibbing en de bodemdaling opschuiven.
- Er treden geen effecten op van een tijdelijk en gering tekort in de opslibbingbalans van 5 cm (= **grenswaarde**). Redenen daarvoor zijn: (1) Binnen een termijn van tien jaar zijn de jaar-op-jaarveranderingen in GHW van meer belang. (2) De zoutplanten groeien lang niet altijd op de ondergrens van hun zone (Van Duin et al. 1997).
- De opslibbing neemt niet toe als gevolg van bodemdaling (behoudende veronderstelling). Dat kon op Ameland tot nu toe niet worden getest omdat alleen tijdens de periode met bodemdaling is gemeten.

Op grond van meer kwelderonderzoek en van twee audit's op de RU Groningen zijn enkele **nieuwe uitgangspunten** toegevoegd:

- De **afstand tot het wad of tot krekens** (de bronnen van het sediment) blijkt minstens zo belangrijk te zijn voor de snelheid van **opslibbing** als de hoogteligging (Stoddart et al. 1989; Van Duin et al. 1997; Esselink et al. 1998; Reed et al. 1999; Dijkema et al. 2005 c).
- **Ontwatering** blijkt voor de kwelderzonering, binnen onbekende marges, meer en in ieder geval sneller tot veranderingen in vegetatie te leiden dan de **maaiveldhoogte** (Eysink et al. 2000; Dijkema et al. 2005 c).
- Bodemdaling lijkt de **veroudering** van kwelders op Ameland te remmen. Mogelijk zou zonder bodemdaling op de kwelders van oost Ameland meer successie (= verandering van de vegetatie van lagere naar hogere kwelderzones) zijn opgetreden (Dijkema et al. 2005 c).
- N.a.v. de audit is een **nieuwe zesdelige drainageschaal** ontwikkeld, in 2005 opgenomen en in alle bestanden doorgevoerd, zie tabel 3.1.1.
- Op Ameland blijkt dat de **grenswaarde voor de opslibbingbalans van - 5 cm niets zegt**, dat getal blijkt een onderschatting van de veerkracht.
- In de periode 1986-2010 zijn pas **effecten op de vegetatie opgetreden indien het maaiveld meer dan 10-15 cm onder de ondergrens van de betreffende vegetatiezone zakt** (tabel 3.1.4).

Andere factoren kunnen zowel negatief als positief uitpakken, zoals:

- **jaar-op-jaar schommelingen in GHW** met effect op de overvloedig-frequentie van de kweldervegetatie (figuur 3.1.11 A en B; hoofdstuk 3.1.3.5 en 3.1.6);
- de **neerslag** en **verdamping** met effect op de saliniteit van de bodem (hoofdstuk 3.1.3.5 en 3.1.6);
- de **ontwatering** door krekens met effect op de aan- en afvoeren van het water en sediment (tabel 3.1.4, hoofdstuk 3.1.4.4 en 3.1.6).

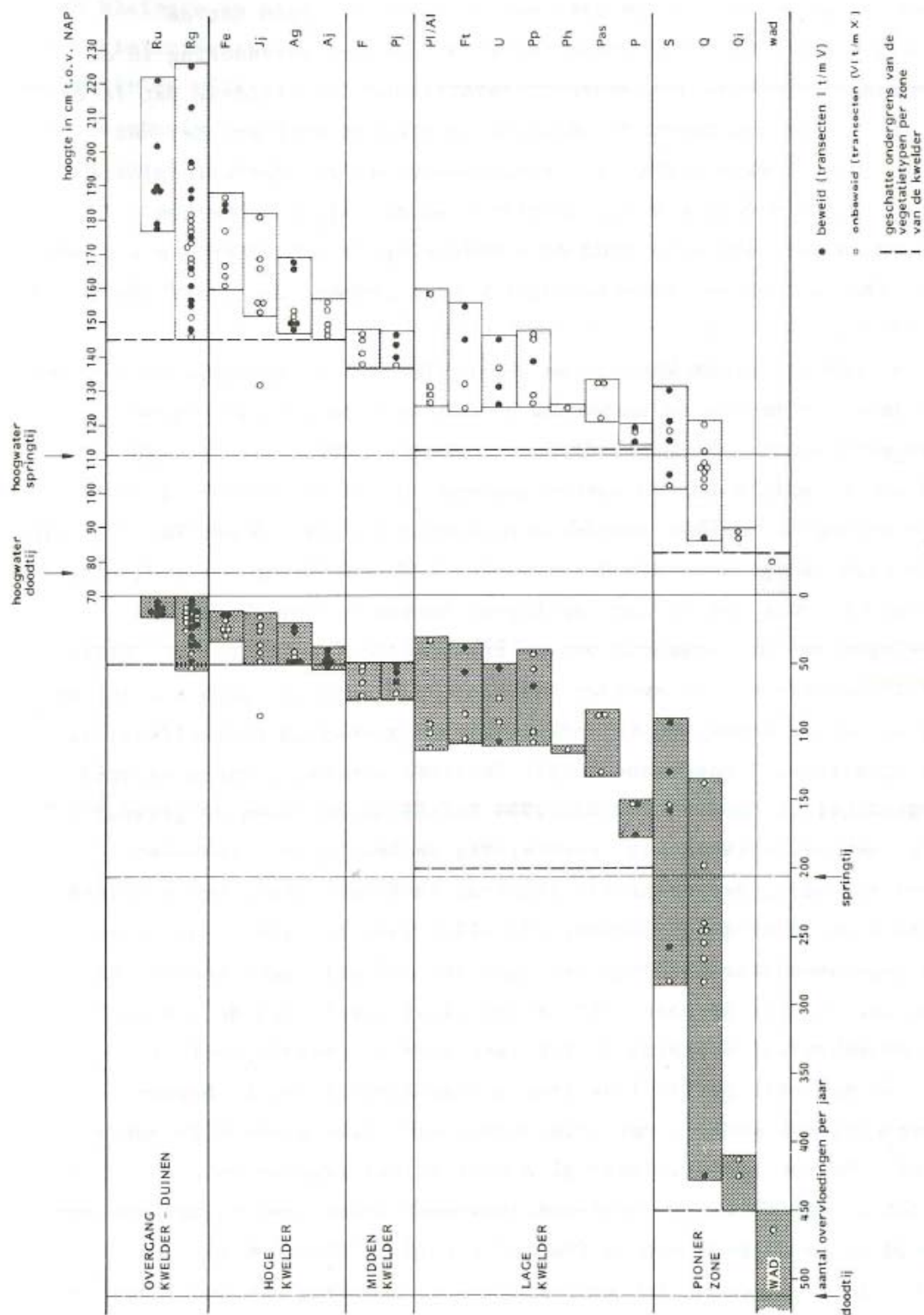


Bij het interpreteren van de resultaten van de opslibbingbalans en de maaiveldhoogte zijn op grond van eerdere resultaten van de monitoring **nieuwe grenswaarden** bij de **zonehypothese** gebruikt:

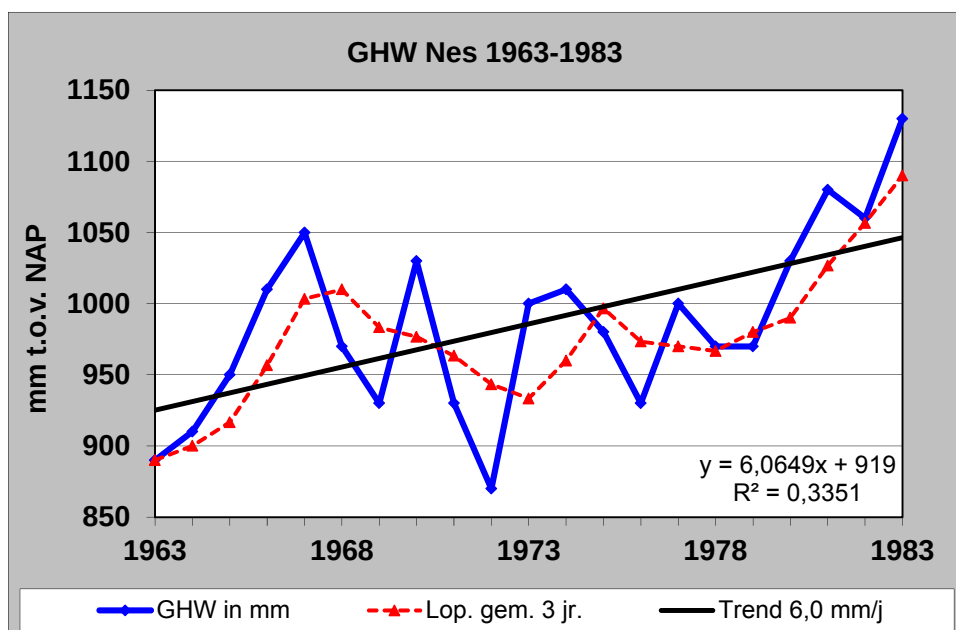
1. De opslibbingbalans mag tijdens bodemdaling negatief zijn.
2. De vegetatie verandert indien het maaiveld onder een **grenswaarde van 10-15 cm onder de ondergrens van een vegetatiezone** zakt (**figuur 3.1.10 en tabel 3.1.2** op basis van de ongestoorde situatie in 1986).
3. Voor **kommen** (**tabel 3.1.1**; drainageklassen 0 en 1) wordt de nieuwe grenswaarde voor de maaiveldhoogte niet gebruikt, de vegetatie-ontwikkeling in de kommen hangt vooral van de drainage door krekken af.

Tabel 3.1.2 *Ondergrenzen van de vegetatiezones op Ameland, in cm; op basis van 9 transecten in de ongestoorde situatie voor bodemdaling (Dankers et al. 1987); voor zone 3 + 4 verbeterd. (GHW in voorgaande rapportages berekend uit de periode 1963-1992 = NAP + 105 cm). PQ's waarvan de vegetatie langdurig is verstoord staan in **tabel 3.1.4** in een aparte categorie. De hoogteligging van de zones komt vrijwel overeen met Schiermonnikoog (Kers et al. 1998) en met de internationale Waddenzee (Dijkema 1983). Lower limits of vegetation zones on Ameland in cm; based on 9 transects in the undisturbed situation before surface subsidence (Dankers et al. 1987); updated for zones 3 + 4 (MHT in previous reports calculated as mean 1963-1992 = Ordnance Survey level + 105 cm). Permanent plots with disturbed vegetation are in **tabel 3.1.4** separated from the zones. Zone-elevation corresponds with Schiermonnikoog (Kers et al. 1988 and international Wadden Sea (Dijkema 1983).*

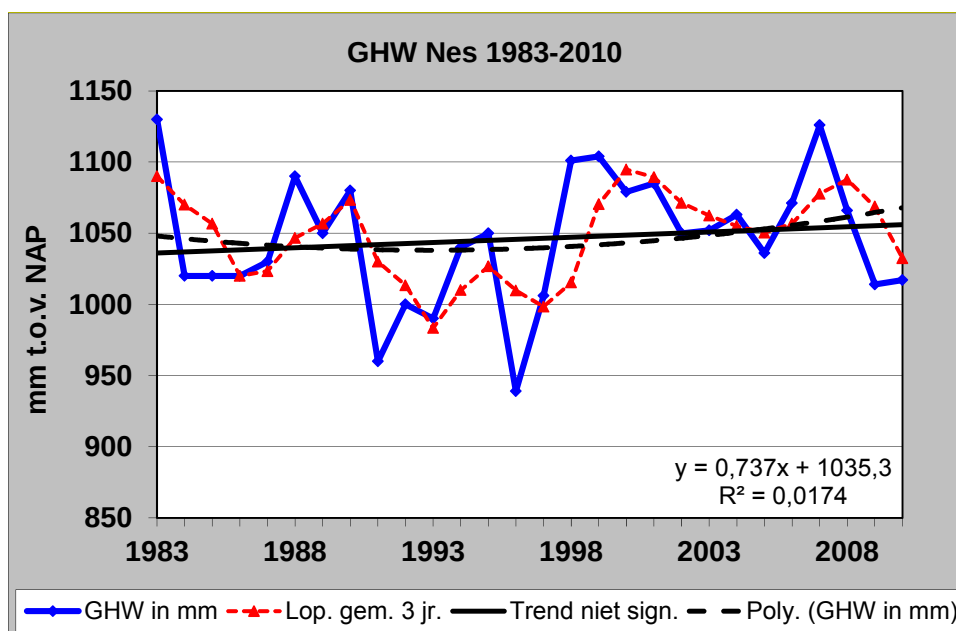
Zone	Vegetatie	Ondergrens t.o.v. GHW	Ondergrens t.o.v. NAP
1	(pre-pionier, Qi, Si) pionierzone (> 5% bedekking, S, S5, Q, U)	(- 23) - 19	(+ 82) + 86
2	pre-laag, P (lage zone, L, overige P-typen)	+ 7 (+ 16)	+ 112 (+ 121)
3	midden (De Hon, onbeweid) midden (Neerlands Reid, beweid)	+ 31 + 41	+ 136 + 146
4	hoge zone NR en De Hon	+ 55	+ 160



Figuur 3.1.10 Ongestoorde vegetatiezonering voor de bodemdaling op oost Ameland in 1986.. Berekend op basis van 150 PQ's in 9 transecten (Dankers et al. 1987).
Undisturbed vegetation zonation before surface subsidence on Ameland-East in 1986. Calculation based on 150 permanent plots in 9 transects (Dankers et al. 1987).



Figuur 3.1.11 A Verloop jaargemiddelde hoogwaters (GHW 1963-1983) op meetstation Nes. De lineaire trendmatige GHW-stijging voorafgaand aan onze monitoring is 6 mm per jaar. Yearly means of MHT 1963-1983 Nes Ameland. The linear trend previous to our monitoring is 6 mm/y.



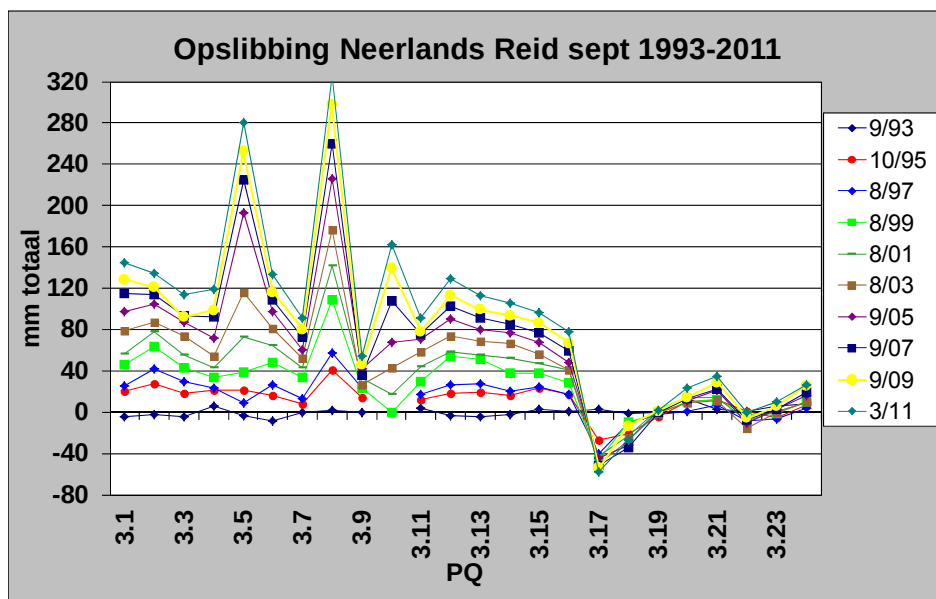
Figuur 3.1.11 B Verloop jaargemiddelde hoogwaters (GHW 1983-2010) op meetstation Nes. Tijdens onze monitoring is er geen significante lineaire trend in GHW. Yearly means of MHT 1983-2010 Nes Ameland. No significant linear trend during our monitoring period.

3.1.3.3. Resultaten opslibbingbalans 1986-2009

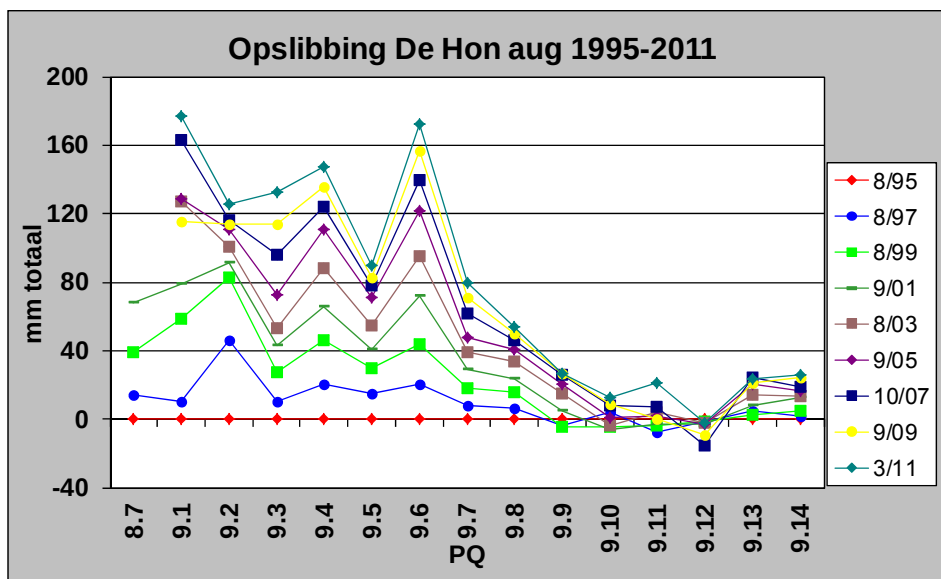
Alle relevante gegevens met betrekking tot de maaiveldhoogte, bodemdaling en opslibbing zijn gedurende de periode 1986 tot ca. 2010 per PQ gemeten en vijfjaarlijks gepubliceerd (figuur 3.1.12 – 3.1.15; bijlage 3.1 A). Opvallend is dat de opslibbing enorm afneemt met de afstand tot het wad en tot de kreken (hogere PQ-nummers in de transecten). De opslibbing van wad naar duin laat voor 1986-2009 een volledige compensatie van de bodemdaling door opslibbing aan de wadkant en langs de kreken zien, en onvoldoende opslibbing aan de duinkant. De centrale kom op de kwelder De Hon blijft dalen. Eilandkwelders compenseren bodemdaling en zeespiegelstijging nabij de wadkant en nabij de kreken direct, maar aan de



duinkant niet of langzamer. Dat geldt zowel voor Neerlands Reid met een **gesloten stuifdijk** als ook voor De Hon met een open duinenrij en **washovers**.



Figuur 3.1.12 A Transect 3, opslibbing op Neerlands Reid 1993-2011 in mm. De peilmerk daling in de periode 1993-2009 was ca. 11 cm.
Sedimentation in transect 3 on Neerlands Reid 1993-2011. Surface subsidence in the period 1993-2009 was about 11 cm.



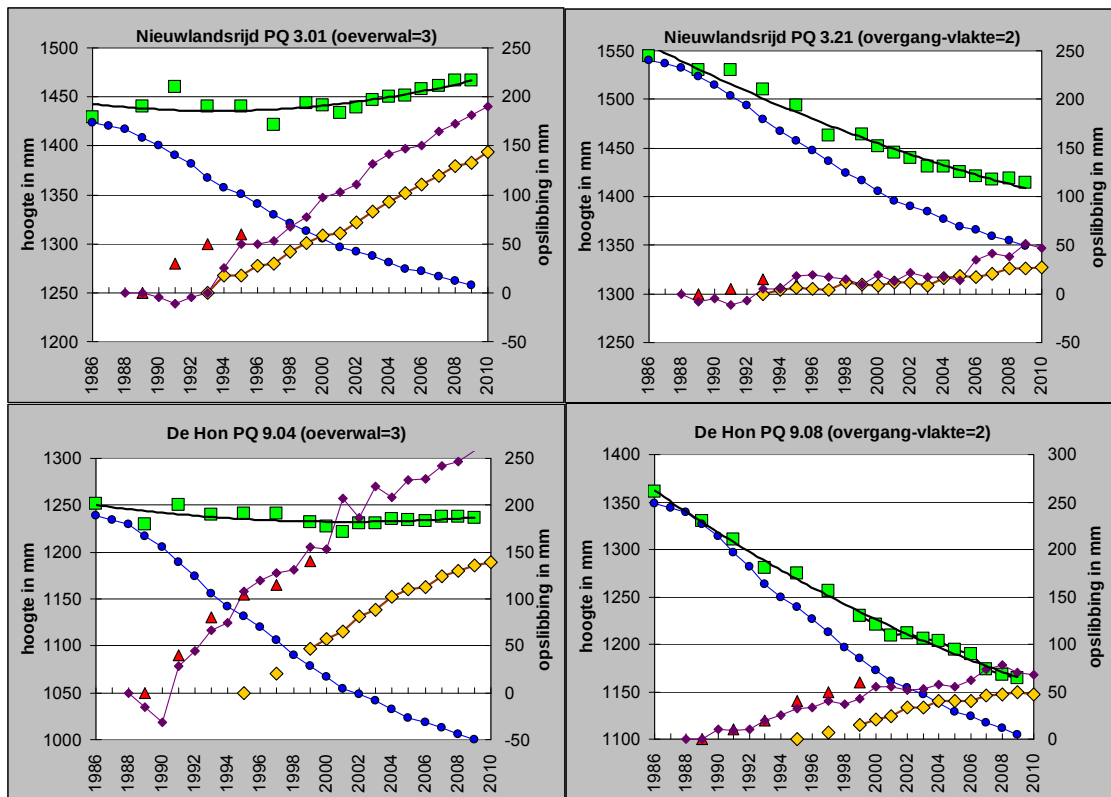
Figuur 3.1.12 B Transect 9, opslibbing op De Hon 1995-2011 in mm. De peilmerk daling in de periode 1995-2009 was ca. 13 cm.
Sedimentation in transect 9 on de Hon 1995-2011. Surface subsidence in the period 1995-2009 was about 13 cm.

De peilmerkhogte (= benadering bodemdaling) is in 2009 **herberekend** met het NAM-model Ameland_GRIDS_2010. Met de peilmerkhogtes van de paalkoppen en de SEB-metingen zijn de **maaiveldhoogtes** van de PQ's in de transecten berekend ([bijlage 3.1 A](#); [figuur 3.1.13](#)):

- De groene lijn maaiveldhoogte is gemeten t.o.v. voor bodemdaling gecorrigeerde peilmerken. De maaiveldhoogte laat de opslibbingbalans zien, dat is de netto hoogte waarop de vegetatie aan overvloeden blootstaat.
- Vier voorbeelden met de opslibbingbalans per PQ staan in [figuur 3.1.13](#). Opvallend is dat de blauwe lijn van de peilmerkhogte hol is, de bodemdaling neemt af. Deze figuren van alle PQ's staan in [bijlage 3.1 A](#).



- De peilmerkdaling (= benadering bodemdaling) in transect 3 op **Neerlands Reid** is nu ca. **5 mm/jaar**. Dat is een **afname** tot ongeveer de **helft van de daling** in de jaren 90.
- De peilmerkdaling (= benadering bodemdaling) in transect 9 op **De Hon** is nu ca. **6 mm/jaar**. Dat is een **afname** tot ongeveer een **derde van de daling** in de jaren 90.



Figuur 3.1.13 Maaiveldhoogte (groen), peilmerkhoogte (blauw) en opslibbing (rood=paal, bruin=plaat en geel=SEB) in mm. De peilmerkhoogte is de hypothetische maaiveldhoogte indien er naast bodemdaling geen opslibbing zou hebben plaatsgevonden. De maaiveldhoogte is netto inclusief inklink en voor bodemdaling gecorrigeerd, is de netto opslibbingbalans. Plaatjes van alle PQ's in [bijlage 3.1 A](#). Surface elevation (green), surface subsidence (blue) and sedimentation (red = pole marker, brown = buried marker and yellow = Sedimentation Errorion Bar). The blue line is the hypothetical surface elevation without sedimentation. The green line is net surface elevation, including soil shrinkage and subsidence. Graphs of all permanent plots in [appendix 3.1 A](#).

De groene lijn maaiveldhoogte in de periode 1986-2009 is getest op een significante daling of stijging en op een niet-lineaire vorm ([tabel 3.1.3](#)):

- **Op Neerlands Reid dalen 58% van de PQ's. Daarvan vlakt de daling in 64% van de PQ's significant af.** Dat komt door de afnemende peilmerkdaling (= benadering bodemdaling) en de voortgaande opslibbing.
- **Op Neerlands Reid stijgt het maaiveld op 33% van de PQ's.** Daar is de opslibbing altijd hoger geweest dan de peilmerkdaling (= benadering bodemdaling).
- **Op De Hon dalen 86 % van de PQ's. Daarvan vlakt de daling in 80 % van de PQ's significant af.** Dat komt door de afnemende peilmerkdaling (= benadering bodemdaling) en de voortgaande opslibbing.



Tabel 3.1.3 Significantie test van de opslibbingbalans per PQ voor de complete meetreeks 1986-2009. De figuren van alle PQ's met de volledige tijdreeksen staan in [bijlage 3.1 A](#).
Test for significance of the line surface elevation for the permanent plots during the monitoring period 1986-2009. Graphs of all permanent plots in [appendix 3.1 A](#).

PQ	JAAR	MAAIVELD HOOGTE (mm GHW)	SIGNIFICANTIE LINEAIRE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS	PQ	JAAR	MAAIVELD HOOGTE (mm GHW)	SIGNIFICANTIE LINEAIRE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS
			droger	kromme vlakt af				droger	kromme vlakt af
			natter	kromme bol				natter	kromme bol
NEERLANDS REID									
3	1	1986	379		3	20	1986	651	
3	1	1997	372		3	20	1997	567	
3	1	2003	397		3	20	2003	539	
3	1	2009	416	***	3	20	2009	510	***
3	2	1986	203		3	21	1986	495	
3	2	1997	233		3	21	1997	412	
3	2	2003	249		3	21	2003	381	
3	2	2009	253	***	3	21	2009	364	***
3	3	1986	407		3	22	1986	785	
3	3	1997	388		3	22	1997	690	
3	3	2003	403		3	22	2003	637	
3	3	2009	391		3	22	2009	613	***
3	4	1986	146		3	23	1986	781	
3	4	1997	101		3	23	1997	692	
3	4	2003	103		3	23	2003	657	
3	4	2009	117	***	3	23	2009	628	***
3	5	1986	62		3	24	1986	661	
3	5	1997	101		3	24	1997	560	
3	5	2003	173		3	24	2003	525	
3	5	2009	278	***	3	24	2009	505	***
3	6	1986	336		HON				
3	6	1997	313		8	7	1986	244	
3	6	2003	328		8	7	1997	156	
3	6	2009	332		8	7	2002	138	***
3	7	1986	411		9	1	1986	2	
3	7	1997	326		9	1	1997	-173	
3	7	2003	337		9	1	2003	-118	
3	7	2009	330	***	9	1	2009	-171	**
3	8	1986	22		9	2	1986	2	
3	8	1997	62		9	2	1997	-62	
3	8	2003	143		9	2	2003	-85	
3	8	2009	234	***	9	2	2009	-112	***
3	9	1986	241		9	3	1986	112	
3	9	1997	185		9	3	1997	91	
3	9	2003	160		9	3	2003	52	
3	9	2009	86	***	9	3	2009	72	***
3	10	1986	168		9	4	1986	202	
3	10	1997	150		9	4	1997	191	
3	10	2003	157		9	4	2003	181	
3	10	2009	222	**	9	4	2009	187	
3	11	1986	486		9	5	1986	402	
3	11	1997	416		9	5	1997	306	
3	11	2003	427		9	5	2003	268	
3	11	2009	417	***	9	5	2009	254	***
3	12	1986	150		9	6	1986	202	
3	12	1997	142		9	6	1997	170	
3	12	2003	171		9	6	2003	162	
3	12	2009	182	***	9	6	2009	181	
3	13	1986	121		9	7	1986	262	



PQ	JAAR	MAAIVELD HOOGTE (mm GHW)	SIGNIFICANTIE LINEAIRE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS	PQ	JAAR	MAAIVELD HOOGTE (mm GHW)	SIGNIFICANTIE LINEAIRE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS
3	13	1997	125		9	7	1997	203	
3	13	2003	147		9	7	2003	151	
3	13	2009	150	***	9	7	2009	141	***
3	14	1986	302		9	8	1986	311	
3	14	1997	291		9	8	1997	207	
3	14	2003	323		9	8	2003	156	
3	14	2009	321	***	9	8	2009	114	***
3	15	1986	385		9	9	1986	461	
3	15	1997	325		9	9	1997	331	
3	15	2003	338		9	9	2003	261	
3	15	2009	339	***	9	9	2009	230	***
3	16	1986	421		9	10	1986	341	
3	16	1997	354		9	10	1997	234	
3	16	2003	364		9	10	2003	143	
3	16	2009	361	***	9	10	2009	112	***
3	17	1986	421		9	11	1986	221	
3	17	1997	282		9	11	1997	57	
3	17	2003	236		9	11	2003	-14	
3	17	2009	198	***	9	11	2009	-61	***
3	18	1986	321		9	12	1986	381	
3	18	1997	215		9	12	1997	258	
3	18	2003	168		9	12	2003	174	
3	18	2009	147	***	9	12	2009	124	***
3	19	1986	835		9	13	1986	456	
3	19	1997	737		9	13	1997	364	
3	19	2003	698		9	13	2003	290	
3	19	2009	665	***	9	13	2009	254	***
			** = P < 0.05		9	14	1986	773	
			*** = P < 0.01		9	14	1997	656	
			droger	kromme vlakt af	9	14	2003	584	
			natter	kromme hol	9	14	2009	552	***

In [tabel 3.1.4](#) zijn de metingen in de PQ's per zone samengevat. PQ's waarvan de vegetatie langdurig is verstoord door vee, door autonome kliferosie of door stagnerend water ¹⁾ zijn vanaf de studie van 2005 in een aparte categorie "verstoorde PQ's" ondergebracht. In voorgaande rapportages werden deze verstoorde PQ's achteraf verwijderd (Eysink et al. 2000). De huidige methode is simpeler waarbij het resultaat hetzelfde blijft. De opslibbingbalans is in evenwicht indien het **maaiaveld** stabiel is ([bijlage 3.1 A en tabel 3.1.4](#), kolommen 3 en 4):

- De opslibbing in de **pionierzone** en in de **lage kwelder** is met gem. **9 mm/jaar** hoog voor een eilandkwelder (Dijkema et al. 1990), vergelijkbaar met de laagste kwelders op Schiermonnikoog (Kers et al. 1998). De opslibbing is meestal in balans met de bodemdaling.
- Bij het toenemen van de kwelderhoogte neemt de opslibbingsnelheid af door het geringer aantal overvloedingen. Of het omgekeerde het geval is, dus **of de bodemdaling heeft gezorgd voor meer opslibbing op de kwelder, is een vraag die nog niet kan worden beantwoord**.
- De opslibbing in de **midden kwelder** en in de **hoge kwelder** is met gem. **3,5 resp. 0,4 mm/jaar** normaal voor een eilandkwelder (Dijkema et al. 1990; Kers et al. 1998). De groep **verstoorde PQ's** laat met een gemiddelde erosie van **1 mm/jaar** het effect van de vegetatie op de opslibbing goed zien. De balans tussen opslibbing en bodemdaling is in deze drie zones vrijwel altijd negatief.

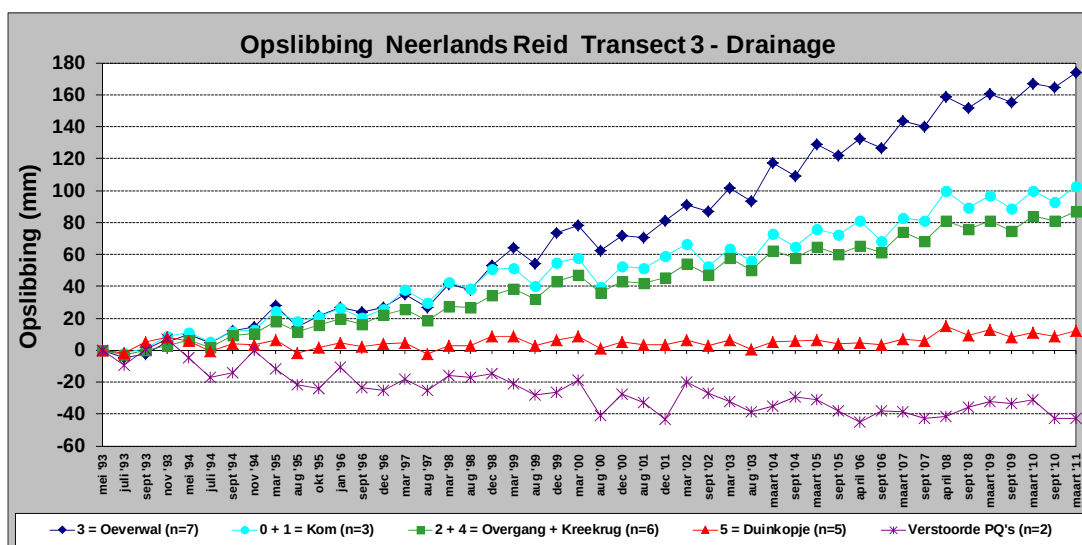
¹⁾ De kreek die de verbinding vormt tussen een plas ten noordwesten van transect 9 en het wad direct ten zuidoosten van transect 9 is geblokkeerd. De blokkering zit op de plaats waar in 1982 een zandpersleiding over de kwelder van De Hon heeft gelegen om de ringdijk rond de NAM-locatie op te spuiten. Op een luchtfoto van 1984 is het trace van de persleiding zichtbaar (onbegroeid), en de kreek is nog aanwezig. Op luchtfoto's van 1993 en 1997 is het trace nog nauwelijks zichtbaar (begroeid), maar de kreek zit ter plaatse van het trace dicht. Ontwatering is een key-factor in de ontwikkeling van kwelders. Het blokkeren van de kreek heeft gevolgen gehad voor de ontwatering van de PQ's 9.9, 9.10, 9.11 en 9.12 ([tabel 3.1.4; hoofdstuk 3.1.4.3](#)).



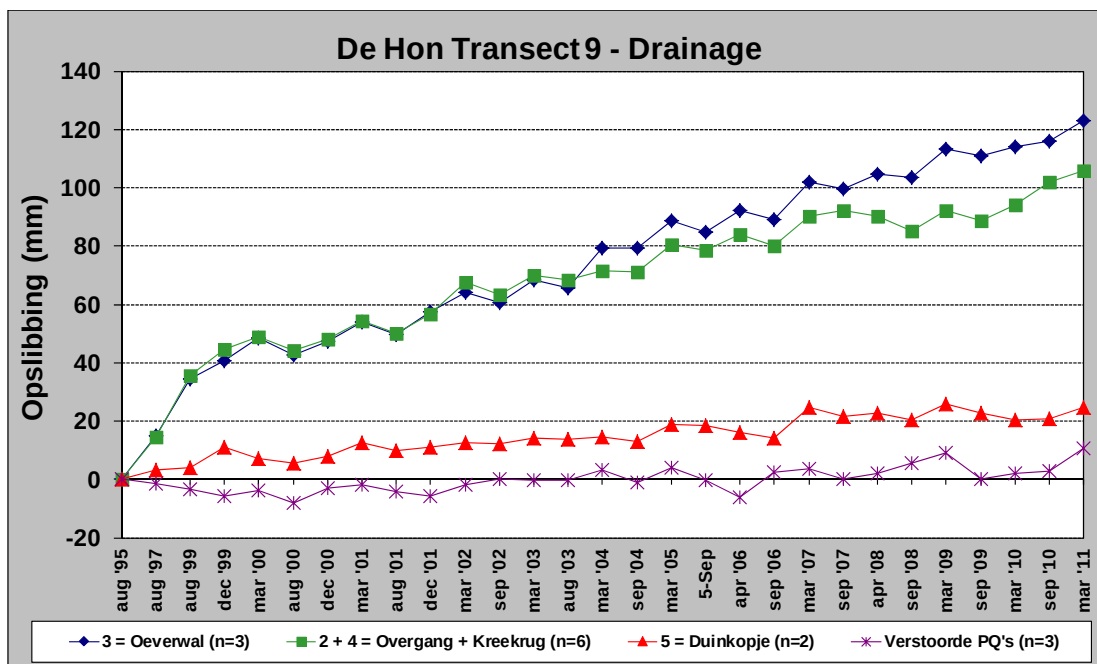
- Op basis van de **drainage indeling** (figuur 3.1.14 A en B) zijn de gegevens van de meest voorkomende klassen 2 en 4 (overgangen tussen oeverwal en kom en de oude kreekruigen) het best vergelijkbaar. Op De Hon is de gemiddelde opslibbingsnelheid met **6,7 mm/jaar** hoger dan op Neerlands Reid met **4,7 mm/jaar**. Neerlands Reid zou vanwege de ligging nabij het wantij echter de hoogste opslibbing moeten hebben. **Komt de hogere opslibbing op De Hon door de grotere bodemdaling, door het ontbreken van beweiding, of door de lagere ligging?** Nu de bodemdaling afneemt zal de voortgaande monitoring op Ameland in de komende jaren een antwoord op die vraag geven.
- De opslibbing op de **oeverwallen** is op Neerlands Reid wel veel hoger, omdat de Oerdsloot veruit de grootste kreek op Ameland is. De PQ's 3.5, 3.8 en 3.10 tegen de **Oerdsloot** springen er met **14-18 mm/ jaar** uit. Dat lijkt een gevolg van ongehinderd slibtransport na het verwijderen van betonstroken ("fietspad") door de monding van de Oerdsloot in 1998-1999 (toename van de opslibbing daarna, zie **bijlage 3.1 A**), terwijl ook vergroting van de komberging door bodemdaling een rol kan spelen.

Per PQ is uitgerekend hoe de maaiveldhoogte ligt t.o.v. de in 1986 gemeten ondergrens van de betreffende vegetatiezone (tabel 3.1.4; figuur 3.1.15). Ondanks de vaak negatieve opslibbingbalans zakt het maaiveld lang niet altijd onder deze ondergrens van de betreffende vegetatiezone. In de **pionierzone**, de **lage kwelderzone** en de **hoge kwelderzone** zakken de PQ's niet onder de ondergrens van hun zone. Het merendeel van de PQ's in de **midden kwelderzone** en de **verstoorde** PQ's zakken door de lagere opslibbing wel onder de ondergrens van hun zone; daar mag op grond van de zone-hypothese verandering van de vegetatie van de PQ worden verwacht (tabel 3.1.4, rood in kolom 5):

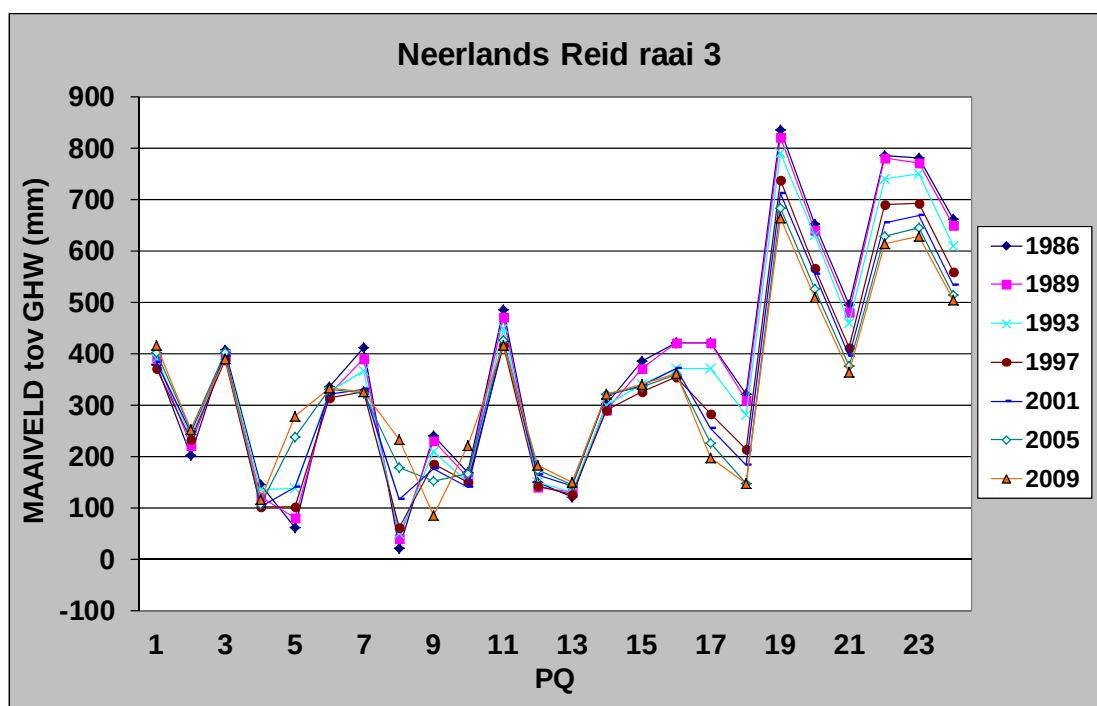
- In de **pionierzone** blijft de maaiveldhoogte overal ruimschoots boven de theoretische ondergrens van NAP + 86 cm.
- In de **lage kwelder** ligt geen enkele PQ onder de theoretische ondergrens van NAP + 112 cm (eerder was dat 20%; PQ's met kliferosie en vertrapping door koeien zijn altijd buiten de telling gehouden).
- In de **midden kwelder** neemt het aantal PQ's dat onder de theoretische ondergrens van NAP + 136/146 cm ligt toe van 6% in 1986, 50% in 1997, 73% in 2003, naar 82% in 2009. De PQ's 9.7 en 9.8 liggen met 17 en 20 cm het verst onder de theoretische ondergrens van hun vegetatiezone.
- In de **hoge kwelder** blijft de maaiveldhoogte meesal boven de theoretische ondergrens van NAP + 160 cm.
- **Verstoorde PQ's** (door vee, door autonome kliferosie of door water) zakken vaak even ver onder de theoretische ondergrens van hun vegetatiezone als de twee PQ's met effecten van bodemdaling uit de onverstoorde zones (PQ's 9.7 en 9.8). **Dat is een illustratie van het belang van vegetatie voor het instandhouden van kwelders.**



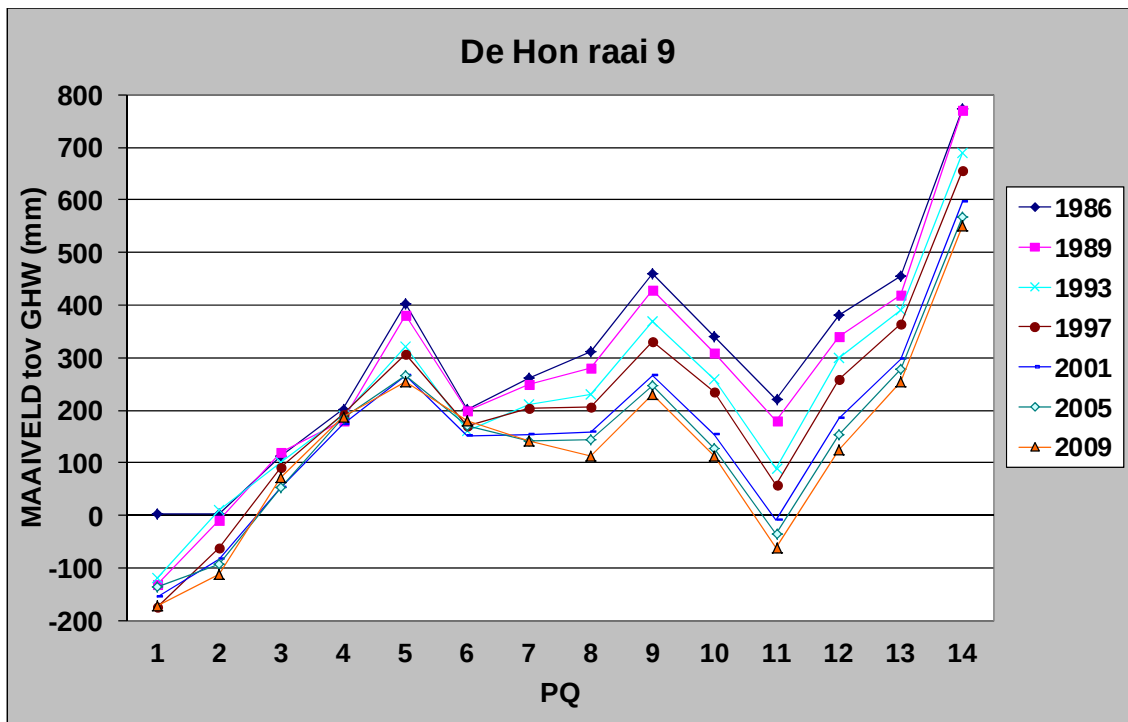
Figuur 3.1.14 A Opslibbing langs het transect Neerlands Reid (in mm, SEB-metingen 1993-2011). De SEB meetpunten zijn gegroepeerd per drainage-klasse.
Sedimentation on transect Neerlands Reid in 4 classes for drainage (in mm, Sedimentation Erosion bar 1993-2011).



Figuur 3.1.14 B Opslibbing langs het transect De Hon (in mm, SEB-metingen 1995-2011). De SEB meetpunten zijn gegroepeerd per drainage-klasse.
Sedimentation on transect Hon in 4 classes for drainage (in mm, Sedimentation Erosion Bar 1995-2011).



Figuur 3.1.15 Maaiveldhoogtes in mm t.o.v. NAP in de transecten Neerlands Reid en De Hon (diverse metingen 1986-2009).
Surface elevation in mm relative to Ordnance Survey Level. Transects Neerlands Reid and Hon 1986-2009.



Conclusies opslibbingbalans 1986-2009

- De prognose van 1986 dat de opslibbing de bodemdaling niet zou kunnen bijhouden klopt alleen voor de **midden-** en de **hoge kwelder**. In de **pionierzone** en op de **lage kwelder** is de opslibbing (meer dan) voldoende om de bodemdaling te compenseren.
- De hoogteprofielen over de transecten laten een hoge opslibbing zien dicht bij het wad en op de oeverwallen bij de kreken (gem. **9 mm/j**) en een lage opslibbing in de kommen, hoger op de kwelder en algemeen verder vanaf het wad (gem. **3 mm/j**). Dat zijn normale waarden. De oeverwallen bij de Oerdsloot springen er uit met een opslibbing van **14-18 mm/jaar**.
- De gemiddelde opslibbingsnelheid van de drainageklassen “overgangen tussen oeverwal en kom” en “oude kreekruigen” is op De Hon met **6,7 mm/jaar** hoger dan op Neerlands Reid met **4,7 mm/jaar**. Neerlands Reid zou vanwege de ligging nabij het wad de hoogste opslibbing moeten hebben. **De hogere opslibbing op De Hon kan worden verklaard door de grotere bodemdaling, het ontbreken van beweiding en/of de lagere ligging.**
- Ondanks de negatieve opslibbingbalans zakt het maaiveld van de lagere delen van de kwelder, de hoge kwelder en dicht bij het wad **NIET** onder de theoretische ondergrens van de betreffende vegetatiezone.
- **Dat is wel het geval voor het maaiveld van de midden kwelder en de groep verstoorde PQ's, op De Hon meer dan op Neerlands Reid.**
- Met name **middenop de kwelder De Hon** is de opslibbing veel minder dan de bodemdaling. Op grond van de zonehypothese (**hoofdstuk 3.1.3.2**) is voor de **PQ's 3.7, 9.5, 9.7, 9.8, 9.9 en 9.13** regressie van de vegetatie te verwachten (> 5 cm onder de theoretische ondergrens van de vegetatiezone ; **tabel 3.1.4, rood** in kolom 5). Hierna wordt in **hoofdstuk 3.1.3.4** gekeken of er werkelijk een effect van een negatieve opslibbingbalans op de vegetatie is opgetreden.



Tabel 3.1.4 Samenvatting van de PQ's (transect 3 op Neerlands Reid = beweide; transect 9 op De Hon = onbeweide; kolom 1), drainage (kolom 2), opslibbing (mm/j; kolom 3), peilmerk daling 2009 (= benadering bodemdaling in mm/j; kolom 4), hoogteligging t.o.v. de theoretische ondergrens van de betreffende kwelderzone (verschil in cm en jaar aanvang negatieve waarde in rood; grenswaarde = - 5 cm; kolom 5), de voorspelde regressie van de vegetatie (Dankers et al. 1987; omgezet naar Salt97; kolom 6), en de werkelijk opgetreden veranderingen in 2010 op basis van vegetatietypen (Salt97; kolom 7), en van vegetatieopnamen (kolom 8).

Plots (transect 3 Neerlands Reid = grazed; transect 9 on Hon = ungrazed; column 2), drainage (column 2), sedimentation (mm/y; column 3), surface subsidence (mm/y; column 4), surface elevation relative to theoretical lower limit of the vegetation zone (start > 5 cm negative in red; column 5), predicted regression of vegetation (Dankers et al. 1987; column 6) and measured vegetation change in 2010 based on vegetation types (column 7) and based on plant species (column 8).

	1	2	3	4	5	6	7	8
Kwelderzone	PQ	Drai- nage	Opsl. mm/j 1993- 2010	Peil- merk daling 2009 in mm	Hoogte tov ondergrens in 2009 (neg opsl. balans vanaf jaar ..)	Voorspelde cm regressie vegetatie 1986->2005	Werkelijke verandering vegetatietype 1986 -> 2010	Verandering in soortengroepen periode 1986-2010 (jaartal is eerste jaar met bedekking 10-25 %)
zone 1 pionier (ondergrens 5% bedekking NAP + 86 cm)	3.2 3.4 3.5 3.9 3.10 3.12 9.1 9.2	1 0 3 0 3 3 2 2	7,5 5,9 15,8 2,8 14,1 7,2 11,8 8,4	5 5 5 4 4 4 6 6	+ 44 + 31 + 47 + 28 + 41 + 37 + 2 + 8	geen geen geen geen geen geen Qq3 -> Qq0 Qq3 -> Qq0	Qu -> Qu* Qq3 -> Qu Qq3 -> Pp-u Qu -> Qu Ss5 -> Ph3 Pps -> Ph5 Qq3 -> Ss3 Qq3 -> Qq3	kom: periodiek Suaeda kom: stabiel vanaf 1986 -> Suaeda 2008 - 2010 extr. opslibbing -> succ. Kweldergras 2009 kom: ->vertrapt koeien 2000, Schorrekruid 2010 veroudering: Zoutmelde 2004-2009 veroudering: successie Zoutmelde 2006 variabele pionierzone vorming jonge kwelder
zone 2 lage kwelder (ondergrens pré laag P NAP + 112 cm)	3.1 3.6 3.8 3.13 3.14 3.15 9.3 9.4 9.6	3 3 3 3 4 4 3 3 2	8,5 7,8 18,2 6,5 6,1 5,2 8,3 9,3 10,7	4 5 4 4 4 4 6 6 6	+ 35 + 26 + 16 + 8 + 25 + 27 0 + 12 + 11	Pj -> Pp Pj -> Pp P -> Q geen geen geen P -> Q Pp -> Q Pl3 -> Q	Pj -> Jf Pp -> Pp P -> Ph3 P -> Ph5 Pp -> Jfh Pp -> Jfh P -> Ph5 Pp -> Ph5 Pl3 -> Ph5	succ. Zeealsem 2001 -> Zeekweek 2010 stabiel int. beweide, Zeealsem terug 2010 extreme opslibbing -> Zoutmelde 2004 - 2009 veroudering: successie Zoutmelde 2007 midden zone 2010; Zeealsem 03, Zoutmelde 09 midden zone 2010; succ. Zoutmelde 2007 veroudering: successie Zoutmelde 2003 veroudering: successie Zoutmelde 1999 veroudering: successie Zoutmelde 1995
zone 3 midden kwelder (ondergrens Neerl. Reid NAP + 146 cm, De Hon NAP + 136 cm)	3.3 3.7 3.11 3.16 3.20 3.21 9.5 9.7 9.8 9.9 9.13	4 2 3 4 5 2 3 2 2 4 5	6,5 4,9 4,8 4,3 -0,1 1,6 5,6 4,9 3,2 1,8 1,3	5 5 4 4 5 5 6 6 6 6 6	- 2 (2006) - 8 (1989) + 1 - 5 (1991) +10 - 5 (2000) - 6 (1997) - 17 (1986) - 20 (1986) - 8 (1999) - 6 (2000)	Jf -> Pp Jf -> Pp geen Jf -> Pp geen Jj -> Pj Jf -> Jfl Jfz -> Q Jf -> Ppl Jf -> Jfl R -> Jfl	Jf -> Jf Jf -> Jf Jfz -> Jf Jf -> Jfh Jf-r -> Xy5 Jj -> Jj Jf -> Xy5 Jf -> Ph5 Jf -> Ph5 Jf -> Xy3 R -> Xy5	regr. -> succ. -> Zeealsem 1995 - 2006 stabiel, Zeealsem 1999 ligplaats koeien: stabiel Zeealsem Zeealsem stabiel; succ. Zoutmelde 2009 Zeekweek 1997, 2009; cyclische regr. 2007 stabiele "Zoute Weide" vanaf 1986 veroud: Zeekweek 2004 -> tijd. Zoutmelde 2009 regr lage zone 2004 -> succ Zoutmelde 2004 regr lage zone 86 -> 97 -> succ Zoutmelde 2000 stabiel 1986-2005; veroudering Zeekweek 2005 veroudering: Zeekweek 1993
zone 4 hoge kwelder (ondergrens NAP + 160 cm)	3.19 3.22 3.23 3.24 9.14	5 5 5 5 5	0,0 -0,2 -0,1 0,9 1,5	5 5 5 5 6	+ 12 + 6 + 8 - 4 (2000) 0	geen geen geen geen geen	Rgv -> R* Xy3 -> Rgf Xy5r -> Xy3* Rm -> Jfm* Cr -> Xy5	Veroudering terug: Zeekweek -> Festuca 2006 stabiel vanaf 1989: grazige hoge kwelder stabiel vanaf 1986: Zeekweek Zeerus cyclisch: Zeekweek tijdelijk 2000- 2008 veroudering: Zeekweek 1991
verstoorte pq's:								
kliferosie	8.3 8.7	0 3			- 24 (1997) + 7 (in 2003)	Pp -> Q Jf -> Q	Pp -> \ Jfl -> Ph5	kliferosie 1991 veroudering: successie Zoutmelde 1993
vertrapping door vee	3.17 3.18	2 0	-3,8 -1,2	5 5	- 21 (1993) + 34	Jj -> Pj geen	Jf -> Jj ~ -> *	stabiel vanaf 1986; vertrapt koeien 1993 - 1997 stabiel vanaf 1986; zwaar vertrapt koeien 1986
vernatting blokkering kreek	9.10 9.11 9.12	2 0 2	0,7 0,5 -0,7	6 6 6	- 20 (1991) + 13 - 19 (1993)	Jf -> Ppl Pl3 -> Q Jf -> Ppl	Jf -> Jjl Pl3 -> Ss0 Jf -> Jfl	kreek dicht: verjonging Lamsoor 1995 kreek dicht: volledige regressie 1993 kreek dicht: verjonging Lamsoor 1991

N.a.v. de audit 2005 is een nieuwe drainageschaal ontwikkeld en in 2005 opgenomen (kolom 2):

0 = kom - nat (niets aangepast, verschil nat droog mogelijk)

1 = kom - droog (niets aangepast, verschil nat droog mogelijk)

2 = overgang - vlakke (3.7, 9.7, 9.8, 9.10, 9.12 aangepast 1986-2005)

3 = oeverwal - 1^e + 2^e orde (daardoor enkele PQ's 3e orde naar 2)

4 = oude kreekrug (3.3, 3.14, 3.15, 3.16, 9.9 aangepast 1986-2005)

5 = duinkopje (3.19, 3.20, 3.22, 3.23, 3.24, 9.13, 9.14 aangepast 1986-2005)

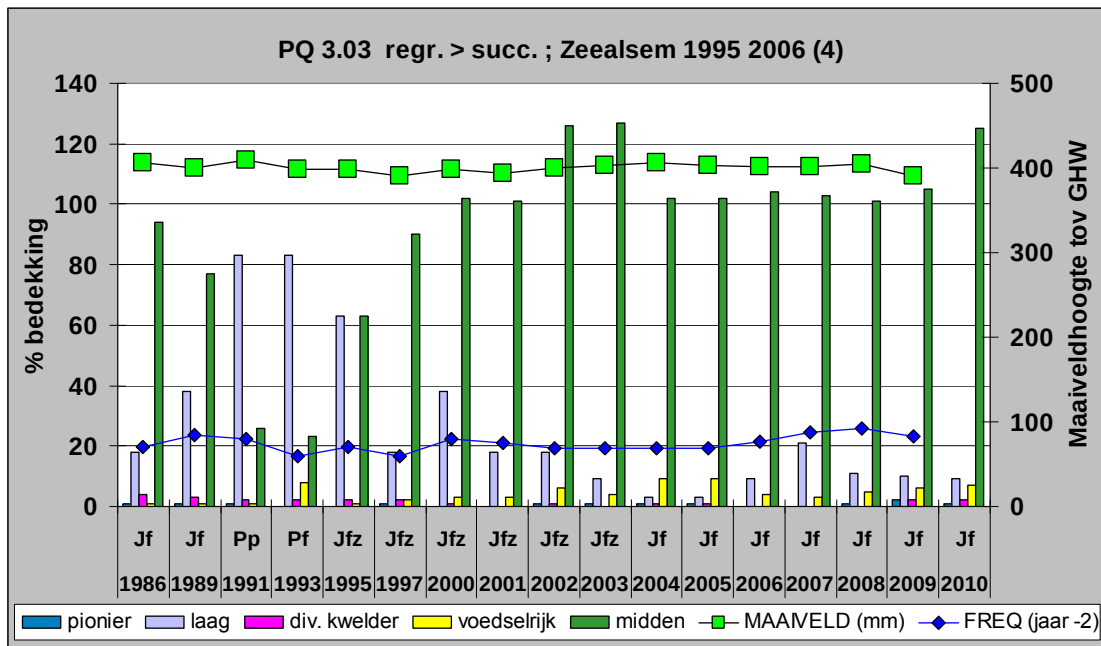
3.1.3.4. Resultaten kweldervegetatie 1986-2010

Op grond van de zonehypothese is voor de **PQ's 3.7, 9.5, 9.7, 9.8, 9.9 en 9.13** regressie van de vegetatie te verwachten (oude grenswaarde = ondergrens vegetatiezone > 5 cm negatief). De **PQ's 3.16, 3.21 en 3.24** op Neerlands Reid zitten tegen deze oude grens aan. In dit hoofdstuk wordt gekeken of er werkelijk een effect van een negatieve opslibbingbalans op de vegetatie is opgetreden.

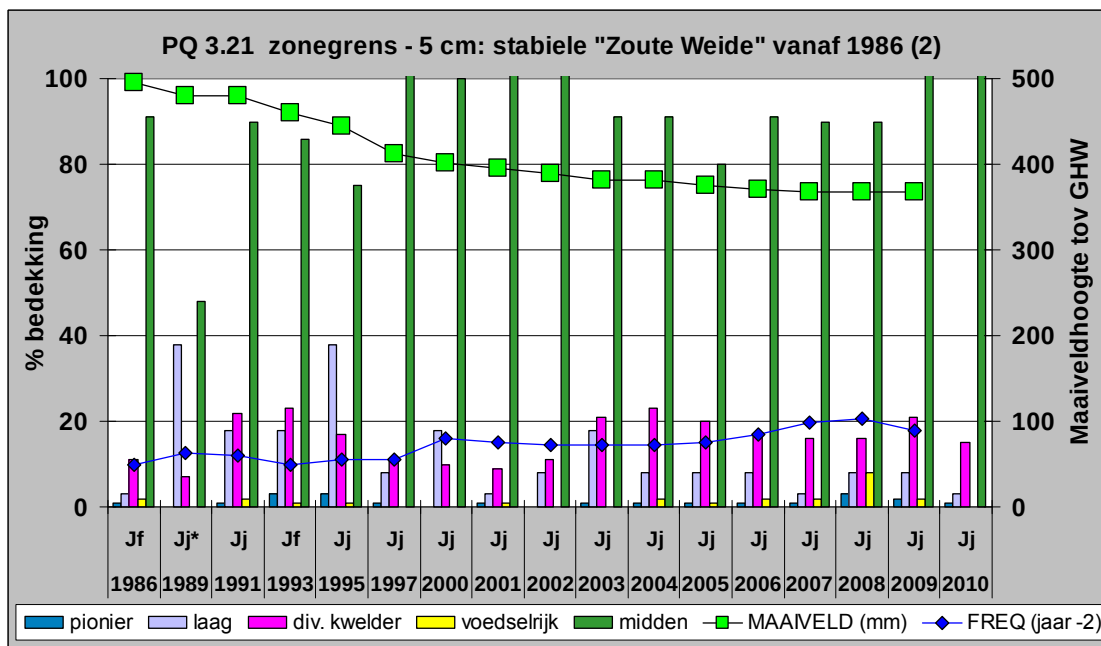
Figuren met de samenstelling van de vegetatie en de plantensoorten van alle PQ's staan in [bijlage 3.1 B](#). Een selectie van de plaatjes van de PQ's staan in de [figuren 3.1.16 – 3.1.22](#). In [tabel 3.1.4](#) staan in kolom 6 de voorspelde veranderingen in de kweldervegetatie, gebaseerd op een computer-classificatie in vegetatietypen (Dankers et al. 1987; vegetatieclassificatie Dijkema & Bossinade 1990 in [bijlage 3.1 D](#)). Daarnaast staan in kolom 7 de werkelijk opgetreden veranderingen van de vegetatietypen en in kolom 8 de veranderingen op het niveau van de plantensoorten binnen de vegetatietypen (**kenmerkende soortengroepen** in [bijlage 3.1 B en 3.1 E](#)). In [tabel 3.1.4](#) staat **successie** voor een verschuiving van de vegetatie naar de soortengroepen van een hogere of oudere zone. In het specifieke geval dat monocultures van Zoutmelde, Zeekweek of Kweek ontstaan is successie **veroudering** genoemd. **Regressie** staat voor een verschuiving van de vegetatiesamenstelling naar de soortengroepen van een lagere of jongere zone. In het specifieke geval dat veroudering wordt teruggedraaid (b.v. verdwijnen van Zeekweek of herstel van de vegetatie met Lamsoor) is regressie **verjonging** genoemd (Van Wijnen 1999).

Welke vegetatieveranderingen in de zones zijn aan bodemdaling toe te schrijven? De combinatie 'zakking maaiveld onder de theoretische ondergrens van de betreffende vegetatiezone' (kolom 5, **rood** in [tabel 3.1.4](#)) en 'regressie, inclusief verjonging' (kolom 8; **rood** in [tabel 3.1.4](#)) is beslissend. Van de tien gevallen uit kolom 5 blijven er dan evenals in de voorgaande rapportage (Dijkema et al. 2005 c) twee in kolom 8 over: de **PQ's 9.7 en 9.8 midden op De Hon**. In PQ 9.8 vertonen de overjarige planten van de midden kwelder al in de periode 1986-1997 een forse regressie. De PQ's 9.8 en 9.7 liggen in 1986 op resp. 5 cm onder de theoretische ondergrens van de midden kwelderzone, **bij het begin van de regressie is dat 10-15 cm**. De oude grenswaarde van 5 cm is al begin jaren 90 van de vorige eeuw overschreden. **In 1997 is de overfloeding-frequentie hier niet significant toegenomen, in 2003 en in 2009 wel.**

In deze twee PQ's met effecten van bodemdaling (PQ 9.7 en 9.8; [figuur 3.1.20 en 3.1.21](#)) nemen de **éénjarige planten Schorrekruid en Spiesbladmelde** periodiek toe. In 1997 heeft Schorrekruid in de PQ's 9.7 en 9.8 een hoge bedekking, maar is in 1999 naar een lage bedekking afgenomen; de kwelder is weer stabiel en divers. In 2002 is Schorrekruid terug als gevolg van een buitengewoon hoge wintersopslibbing op de gehele Hon, in 2003 opgevolgd door Spiesbladmelde. In 2004 komt éénjarige ruigte van Spiesbladmelde en Schorrekruid op De Hon in PQ's 9.6, 9.7 en 9.8 voor, een verschijnsel dat in 2004 op alle Waddenzeekwelders is te zien. Het gaat om éénjarige planten die snelle fluctuaties vertonen als reactie op storing, o.a. als reactie op pas afgezet slib of op het afsterven van planten door strenge vorst (gedocumenteerd op vastelandkwelders). Op De Hon kan toename van de **dikte van de kleilaag** een rol spelen (periodiek voorkomen van het éénjarig Schorrekruid duidt op een periodieke extra mineralisatie; Kiehl et al. 1997). Vervolgens vindt er in de gehele centrale kom op De Hon toch weer successie plaats, naar de climaxplant **Zoutmelde** van de lage kwelder die dagelijkse overfloeding verdraagt. Op de Boschplaat op **Terschelling** wordt de successie naar Zoutmelde in de lage kwelder verklaard door de toename van de hoogte van het maaiveld en van de dikte van de kleilaag (Leendertse et al. 1997).

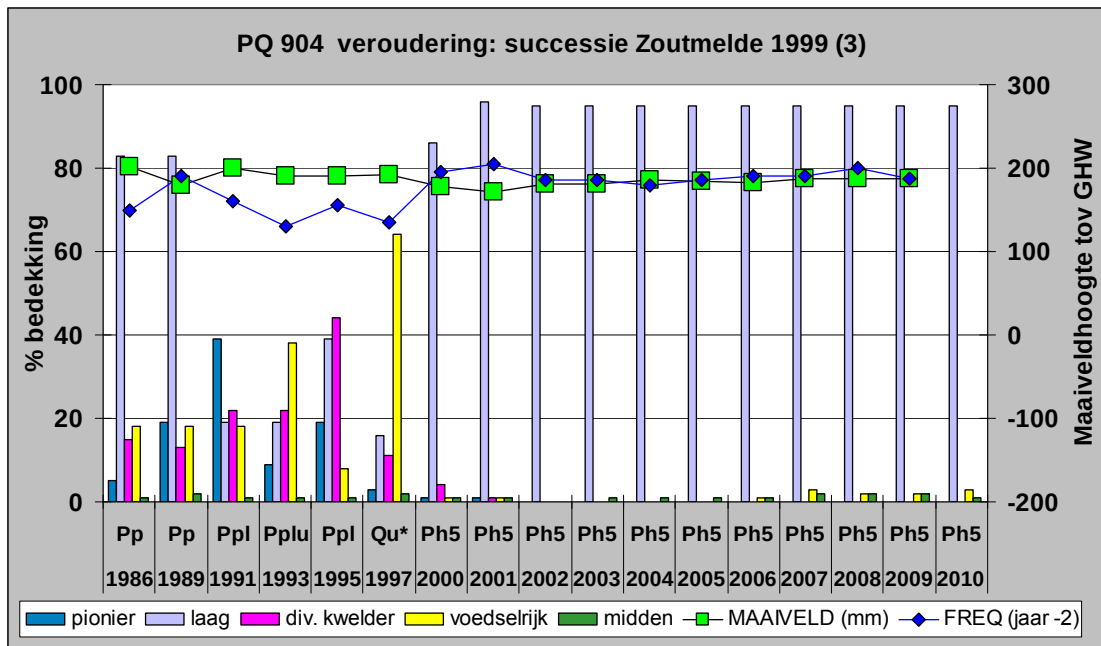


Figuur 3.1.16 De maaiveldhoogte van PQ 3.03 langs de Oerdsloot is stabiel. Cyclische regressie en successie is een autonoom proces in de beweidde PQ.
Surface elevation in plot 303 next to Oerdsloot main creek is stable. Cyclic regression and succession is an autonomous process in the grazed plot.

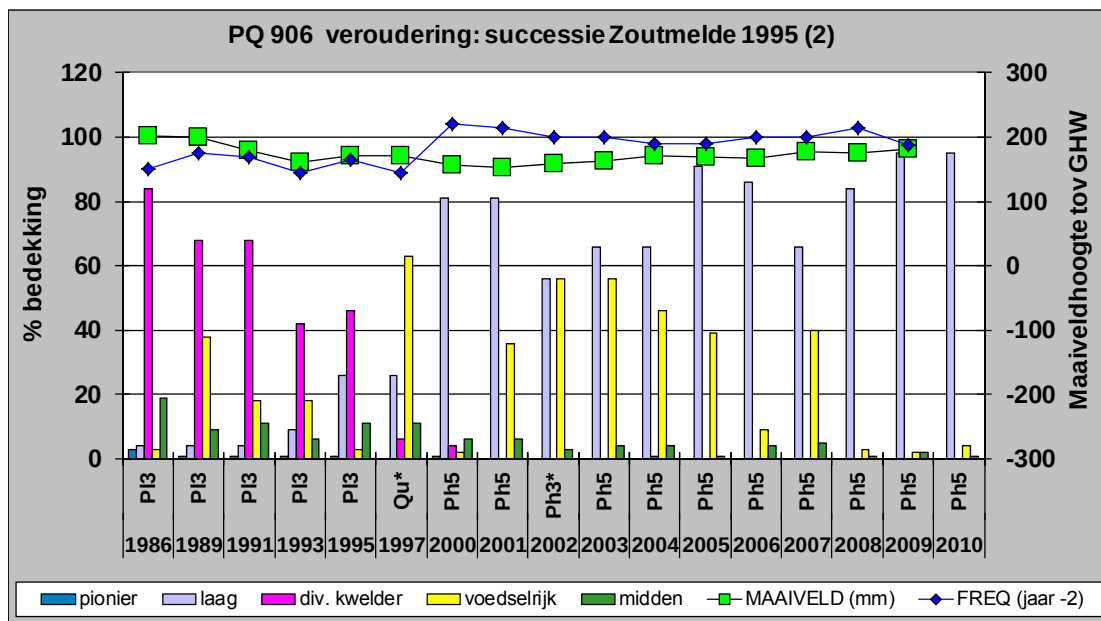


Figuur 3.1.17 De maaiveldhoogte van PQ 3.21 op Neerlands Reid is 5 cm gezakt onder de theoretische zonegrens. De vegetatie van deze kritische PQ (representatief voor de intensief beweidde "zoute weide" tegen de stuifdijk) is al 25 jaar stabiel, ook de beweiding is onveranderd intensief.
Vegetation and grazing in plot 3.21 is stable for 25 years. Surface elevation decreases 5 cm below the theoretical lower zone limit.

PQ 9.8 middenop **De Hon** was begin 90er jaren van de vorige eeuw de eerste PQ met regressie naar de lage kwelderzone. Na 10 jaar deed replica PQ 9.7 hetzelfde. Beide PQ's liggen oorspronkelijk in de midden kwelderzone op een overgang van kom naar oeverwal, in 2009 17-20 cm onder de theoretische ondergrens van de midden kwelderzone. De PQ's 9.6, 9.7 en 9.8 en de gehele omgeving van de centrale kom van De Hon gaan steeds meer op elkaar lijken door de uniforme successie naar **Zoutmelde**. PQ 9.6 (figuur 3.1.19)

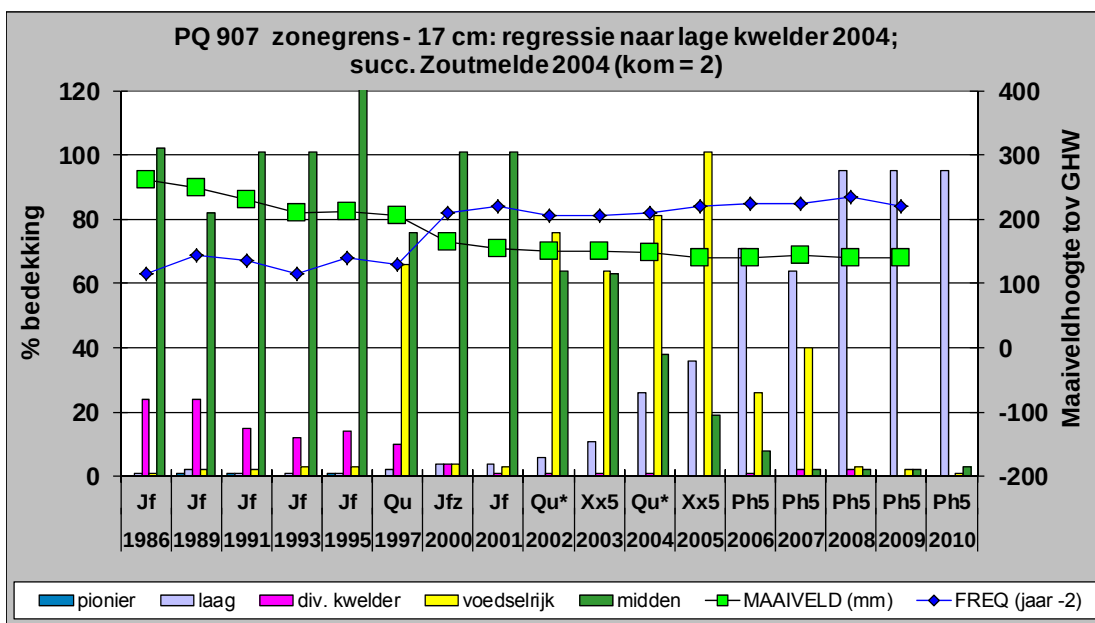


Figuur 3.1.18 De maaiveldhoogte van PQ 9.04 op De Hon is stabiel. Kweldergras wordt hier door autonome successie verdrongen. **Zoutmelde** is de climax van de lage kwelder. (PQ's 3.08, 3.10, 3.12, 3.13, 9.03, 9.04, 9.06-9.08).
 Surface elevation in plot 9.04 is stable. *Puccinellia maritima* is autonomously succeeded by the *Halimione portulacoides* climax of the low salt marsh zone. The same process in plots 3.08, 3.10, 3.12, 3.13, 9.03, 9.04, 9.06-9.08.

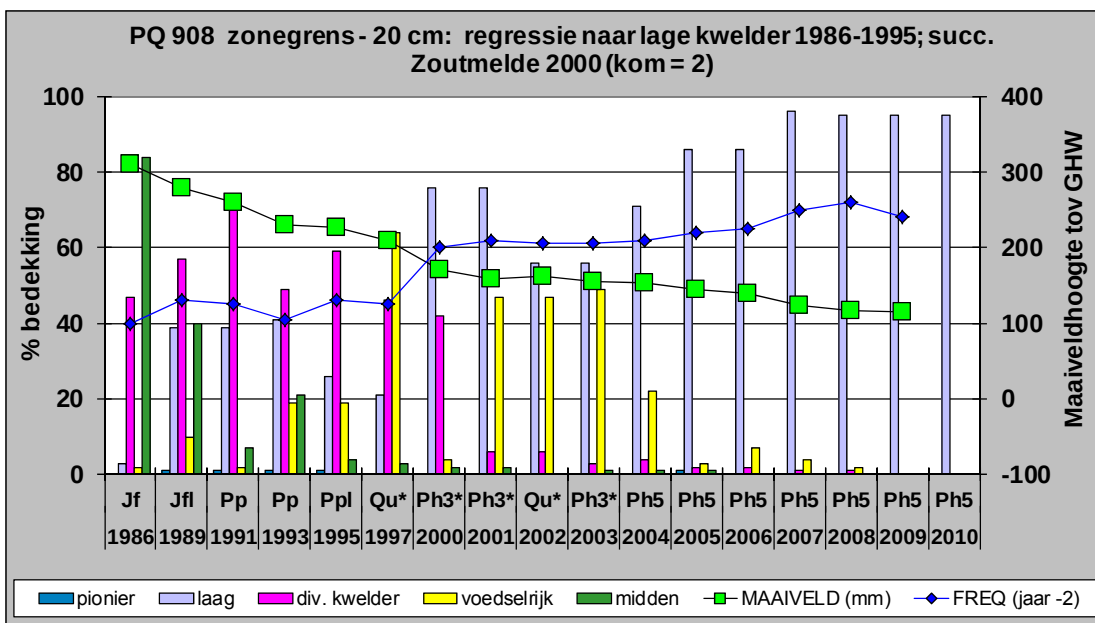


Figuur 3.1.19 De maaiveldhoogte van PQ 9.06 in de centrale kom op De Hon is niet onder de theoretische zonegrens gezakt. Veroudering van de lage kwelder naar Zoutmelde.
 Surface elevation in plot 9.06 in the large basin at Hon did not decrease below the theoretical lower zone limit. Succession/ aging to the *Halimione portulacoides* climax of the low salt marsh zone.

ligt ook op een overgang van kom naar oeverwal, maar oorspronkelijk in de lage kwelderzone; de maaiveldhoogte ligt **11 cm boven de theoretische ondergrens** van de lage zone. **Het enige verschil tussen PQ 9.6 enerzijds en PQ's 9.7 en 9.8 anderzijds is de zakking t.o.v. ondergrens van hun vegetatiezones.** Het is interessant een andere buur-PQ in de vergelijking te betrekken. **PQ 9.9** (figuur 3.1.22) ligt op een oude oeverwal in de midden kwelderzone: de maaiveldhoogte ligt **8 cm onder de ondergrens** van de midden zone. PQ 9.9 blijft tot 2005



Figuur 3.1.20 De maaiveldhoogte van PQ 9.07 in de centrale kom op De Hon is 17 cm onder de theoretische zonegrens gezakt. Regressie naar lage kwelder en hernieuwde successie/ veroudering naar Zoutmelde.
Surface elevation in plot 9.07 in the large basin at Hon decreases 17 cm below the theoretical lower zone limit. Regression to low salt marsh zone and new succession/ aging to the *Halimione portulacoides* climax.



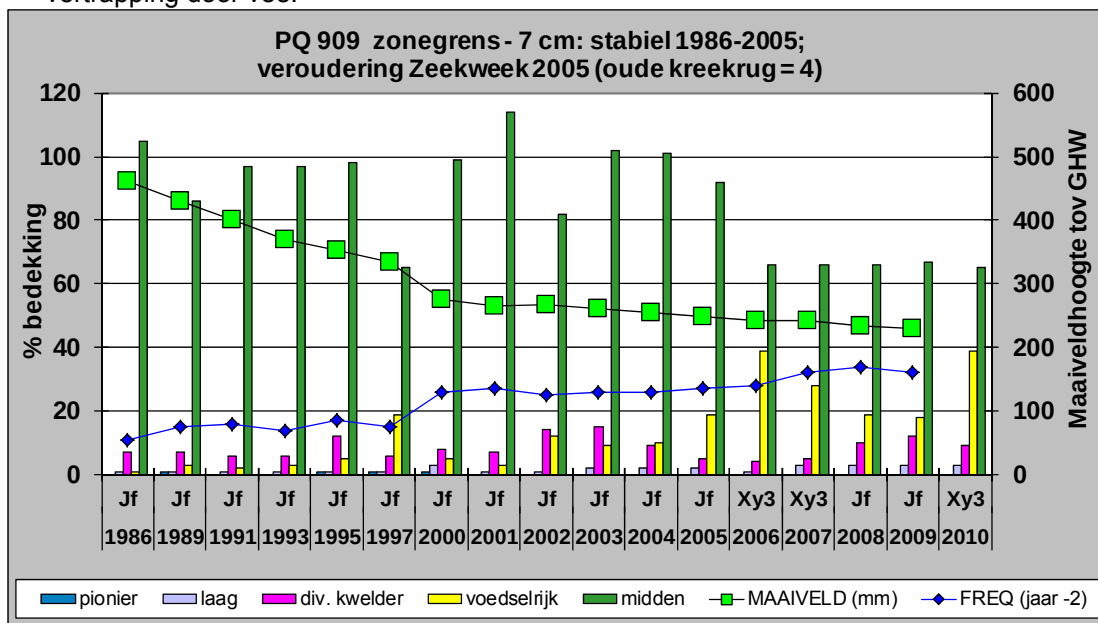
Figuur 3.1.21 De maaiveldhoogte van PQ 9.08 in de centrale kom op De Hon is 20 cm onder de theoretische zonegrens gezakt. Regressie naar lage kwelder en hernieuwde successie/ veroudering naar Zoutmelde.
Surface elevation in plot 9.08 in the large basin at Hon decreases 20 cm below the theoretical lower zone limit. Regression to low salt marsh zone and new succession/ aging to the *Halimione portulacoides* climax.

stabiel en vertoont daarna zelfs veroudering naar Zeekweek. Het enige verschil tussen PQ 9.9 enerzijds en de PQ's 9.7 en 9.8 anderzijds is de ligging van PQ 9.9 op een oude oeverwal (alweer de key factor drainage).

Overige PQ's met regressie

- De PQ's 3.17 en 3.18 op Neerlands Reid worden vanaf 1986 vertrapt door vee. Dat is een gevolg van de beweiding in combinatie met de aantrekkingskracht van PQ-palen op vee. In

2000 is daar **PQ's 3.9** bijgekomen; deze PQ ligt in een kom en is gevoelig voor vernatting en vertrapping door vee.



Figuur 3.1.22 De maaiveldhoogte van PQ 9.09 op een oude kreekrug naast de centrale kom op De Hon is 7 cm onder de zonegrens gezakt. Langdurig stabiele midden kwelder en vanaf 2005 veroudering naar Zeekweek.
Surface elevation in plot 9.09 on an old creek levee at Hon decreases 7 cm below the theoretical lower zone limit. Long term stable middle salt marsh zone and from 2005 on succession/ aging to the *Elytrigia atherica* climax.

- De Zeekweek van **PQ 3.19** is in 2006 verjongd naar Rood zwenkgras doordat de **beweiding** op die plek lokaal is toegenomen.
- **PQ 9.11** uit de lage kwelderzone op De Hon is evenals in 1995, 2000 en 2005 het duidelijkste geval van regressie: de PQ is deel van een plas geworden door een geblokeerde kreek ¹⁾. De natte plek is blijvend, het effect van een verandering in wateruitwisseling is altijd direct en duidelijk.
- In de **PQ's 9.10 en 9.12** middenop De Hon is als gevolg van deze plas verjonging naar Lamsoor opgetreden. De planten van de midden kwelderzone zijn afgenomen. De **kweldervegetatie** is er **zeer divers**.

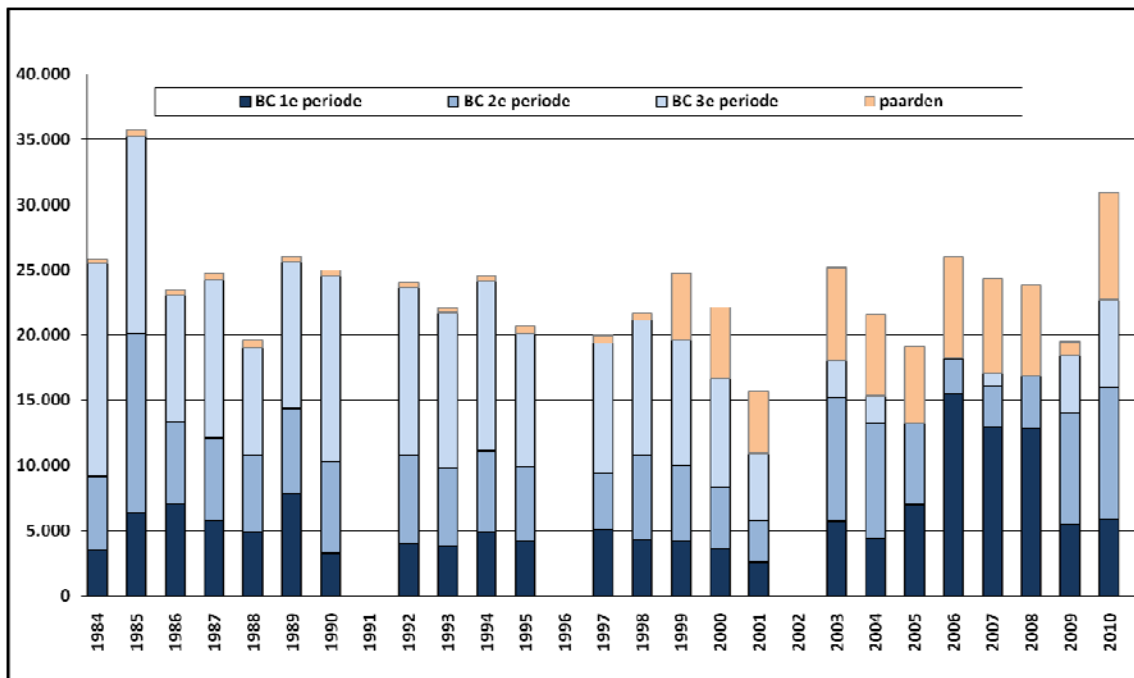
PQ's met successie

- De bedekking van de pionierzone in jonge kwelderaanwas aan de **wadkant van De Hon** (PQ's 9.01 en 9.02) is fors toegenomen.
- De overige PQ's op De Hon (9.04, 9.05, 9.09, 9.13 en 9.14) laten het autonome proces van veroudering naar **Zeekweek** zien.
- De **plas die bij PQ 9.11 middenop De Hon** is ontstaan na blokkering van een kreek ¹⁾ heeft een pioniervegetatie met een lage bedekking gekregen (< 5 %).
- Heel opvallend is de vestiging (2007), toename (2009) en afname (2010) van **Riet** in PQ 3.24 (nabij de Kooi-Oerd-stuifdijk), waarschijnlijk door lokaal eerst afnemende en nu weer toenemende beweiding.
- Een opvallende vorm van successie op **Neerlands Reid** is de massale toename van **Zeealsem** (op Ameland "vlooienvrucht" genoemd; bv. PQ 3.03; [figuur 3.1.16](#)). Dat is als volgt te verklaren. Door de biljartlakenbeweiding van 20 jaar geleden werd de successie naar plantensoorten van de midden kwelder tegengehouden. Bij iets minder beweiding verschijnen direct kiemplantjes van Zeealsem als gevolg van autonome successie. Het daaropvolgende jaar woekeren de wortelstokken van Zeealsem door de hele PQ. 35 jaar geleden is hetzelfde door ons gezien op zeer intensief beweidde vastelandkwelders in Duitsland bij Hilgenriedersiel.

Beweiding van Neerlands Reid

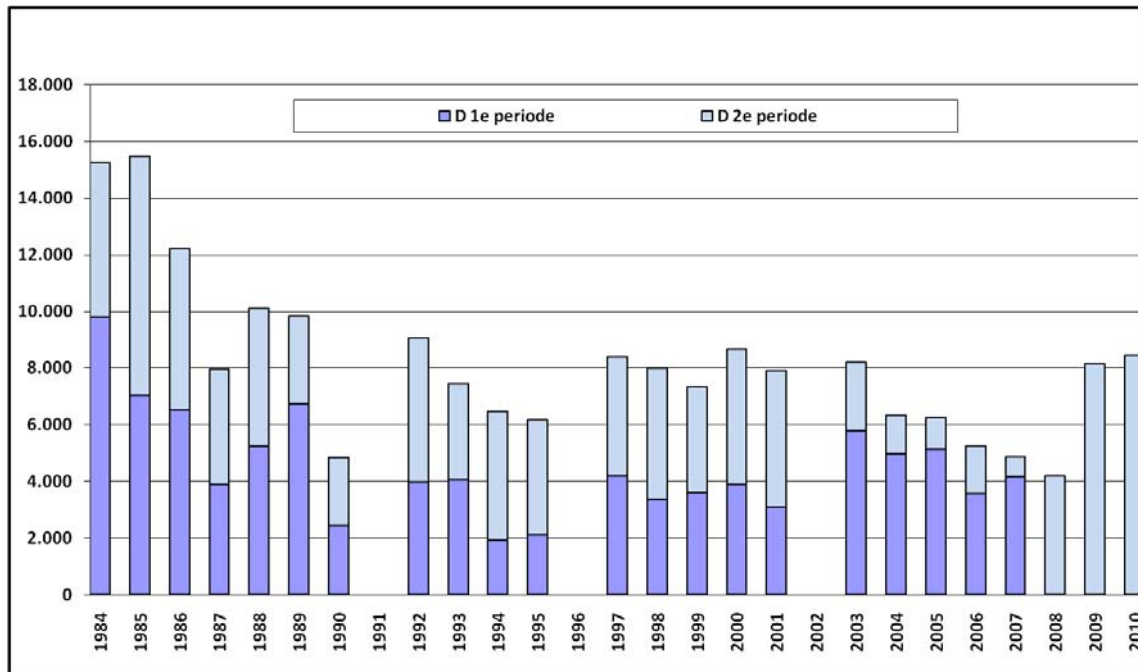
Al vanaf 1986 wordt in de PQ's op Neerlands Reid een geleidelijke toename van de hoogte van de planten gemeten. De oorzaken zijn later inscharen van het vee en een geringere beweiding

als gevolg van onbezette aandelen, maar de beweiding is de afgelopen jaren juist weer iets toegenomen (figuur 3.1.23 Molenaar & Krol 2011; hoofdstuk 3. 2). Oost van de Oerdsloot is de beweiding eind van de tachtiger jaren van de vorige eeuw en vanaf 2003 afgenomen, maar vanaf 2008 weer toegenomen door een langere beweidingperiode met minder dieren. In transect 3 die oost van de Oerdsloot ligt is de groei van de kweldervegetatie vooral op voor het vee afgelegde plekken in 2008, 2009 en 2010 uitbundig. Kweldergras neemt daardoor af. PQ's die anders beweide werden verruigen nu met o.a. Zoutmelde, Zeealsem en Zeekweek. Dat betekent of dat de productie van de vegetatie daar meer is toegenomen dan de beweidingdruk, en/of dat de verruiging in de jaren daarvoor zichzelf momenteel versterkt doordat de vegetatie minder eetbaar is geworden. De successie naar **Zeealsem** op Neerlands Reid was in 2007 over z'n hoogtepunt heen, maar na een aanvankelijke afname komt Zeealsem vanaf 2009 weer terug. Ook **Zeekweek** had een plafond bereikt en is in 2010 terug. Zeekweek profiteert van een groeivoorsprong in het voorjaar (Scholten et al. 1987), maar die bleef 3 jaar achterwege door droge voorjaren. **Kweldergras** is door de successie naar **Zoutmelde** afgenomen, waardoor PQ's 3.14 en 3.15 nu zelfs in een hogere zone zijn ingedeeld. De oorzaak van de verruiging zou het "**Weidevogelpakket**" kunnen zijn dat in 2008 is ingegaan, waardoor de **beweiding pas na 9 juni start**. Competitie om licht tussen de verschillende zoutplanten wordt vroeg in het groeiseizoen beslist. Later inscharen van vee bevordert daarom Zeekweek. Na de afname van de biodiversiteit van de vegetatie zal dat uiteindelijk ook nadelig voor weidevogels uitpakken.



Figuur 3.1.23 A Graasdruk (dagen x aantal) per periode van koeien en paarden west van de Oerdsloot (Molenaar & Krol 2011).

Grazing pressure (days x number) per period of cows and horses west of Oerdsloot.



Figuur 3.1.23 B Graasdruk runderen (dagen x aantal) per periode oost van de Oerdsloot (Molenaar & Krol 2011).
Grazing pressure cows (days x number) per period east of Oerdsloot.

Conclusies vegetatie-transecten 1986-2010

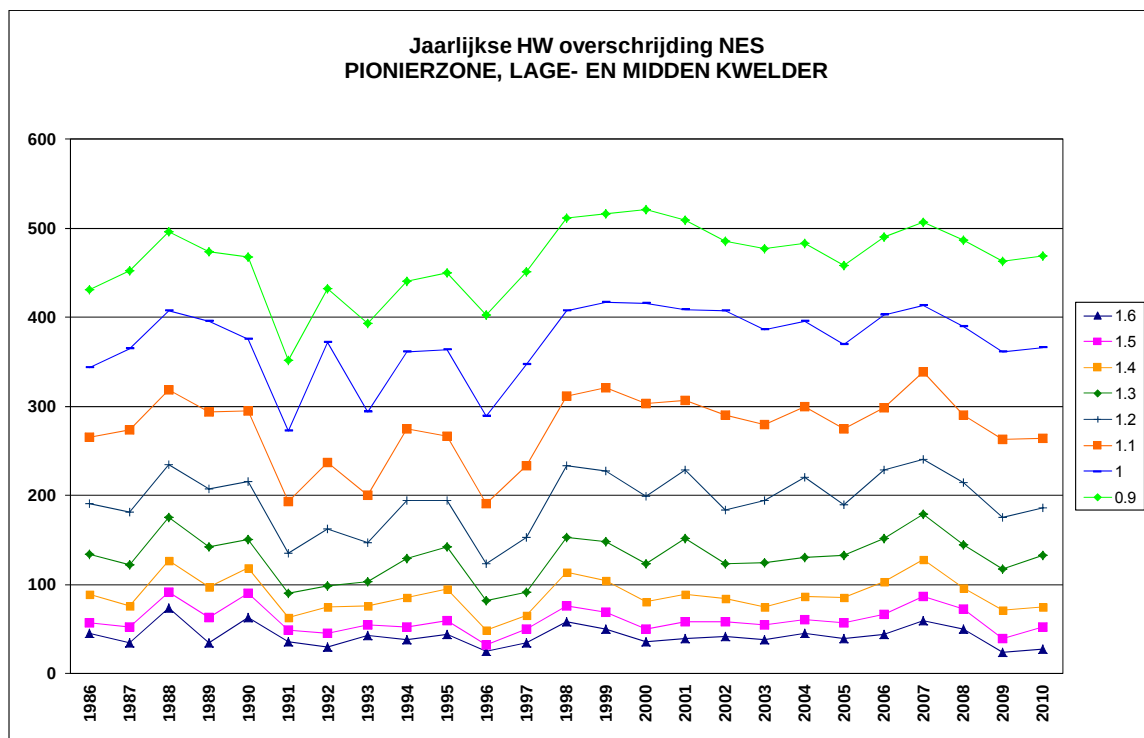
- In het algemeen heeft een negatieve opslibbingbalans geen effect op de vegetatie. De successie en veroudering van de kweldervegetatie gaan gewoon door, ondanks een achterstand in de opslibbingbalans. In 50% van de PQ's in het bodemdalinggebied is successie het overheersende proces voor de ontwikkeling van de vegetatie. 25 % van de PQ's verandert niet.
- Op Neerlands Reid is in 2010 de vegetatie van twee PQ's met een evenwicht tussen opslibbing en bodemdaling zelfs naar een hogere kwelderzone veranderd (PQ's 3.14 en 3.15 = 5 % van de PQ's).
- De successie op Neerlands Reid naar o.a. Zeealsem wordt bevorderd door een al jaren heel geleidelijk afnemende beweiding. In 2008-2010 komt de successie oost van de Oerdsloot in een versnelling door later inscharen van het vee.
- Drainage is een key-factor voor de ontwikkeling van de vegetatie. Regressie treedt direct op bij vernatting, b.v. door blokkering van een kreek, autonome kliferosie of vertrapping door vee (20% van de PQ's).
- Welke vegetatieveranderingen in de zones zijn aan bodemdaling toe te schrijven? De combinatie 'zakking maaiveld onder de theoretische ondergrens van de betreffende vegetatiezone' en 'regressie, inclusief verjonging' is beslissend (tabel 3.1.4).
- Regressie door bodemdaling treedt zelden op (PQ's 9.7 en 9.8 = 5% van de PQ's). Deze twee PQ's met regressie door bodemdaling liggen op de overgang van kom naar oeverwal (key-factor drainage), middenop De Hon nabij een al decennia lang bestaande plas. Dit gebied heeft een lage opslibbing (door de grote afstand tot het wad en tot kreek) en ligt nabij het centrum van de bodemdalingsschotel. Genoemde PQ's liggen in 1986 al op of onder de theoretische ondergrens van de midden kwelderzone, ten tijde van het begin van de regressie is dat 10-15 cm onder de theoretische ondergrens.
- Het proces van regressie op De Hon is geleidelijk verlopen via tijdelijke toename van éénjarige kwelderplanten en daarna opschuiven van enige aan zones gebonden plantensoorten. Vervolgens vindt er in de gehele centrale kom op De Hon toch weer successie plaats, naar de climaxplant Zoutmelde van de lage kwelder die dagelijkse overfloeding verdraagt.
- Een vraag is of de bodemdaling op Ameland Zoutmelde heeft bevorderd. Die vraag zal door vergelijking met de 0-referentie op Schiermonnikoog worden beantwoord.

3.1.3.5. Resultaten GHW, overvloedingfrequentie en neerslag

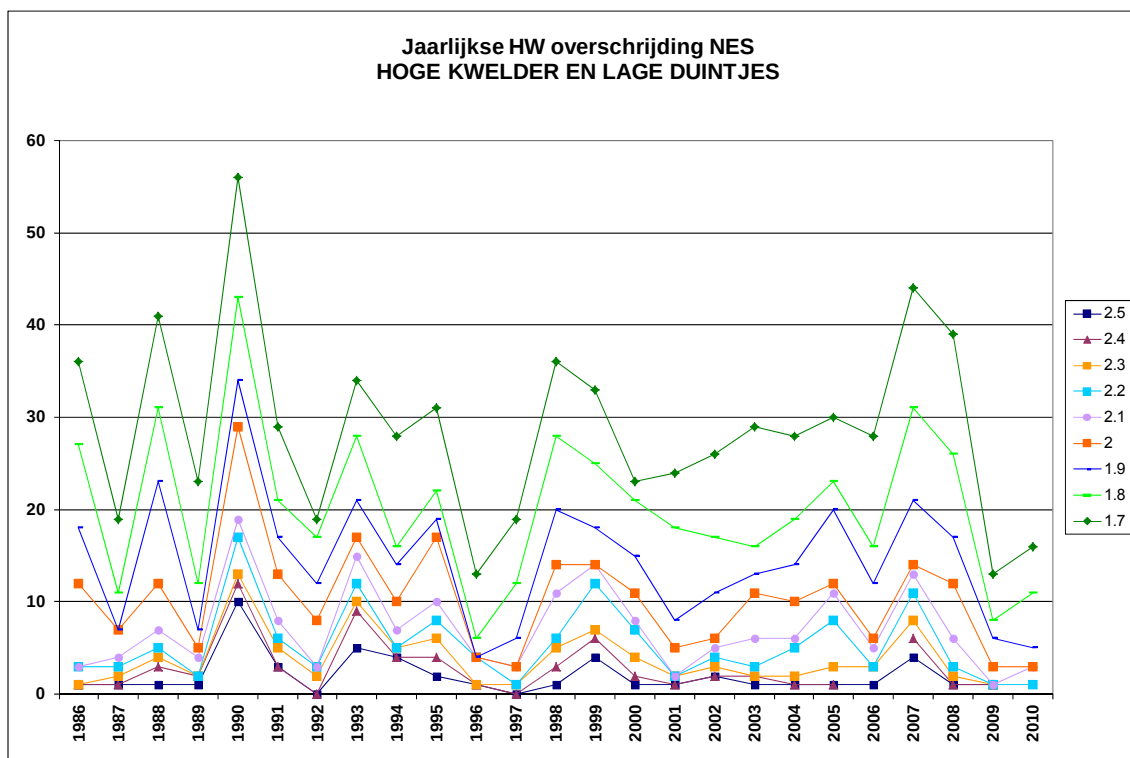
De effectenvoorspelling van 1987 gaat uit van de zonehypothese: daling van de hoogte van het maaiveld is rechtstreeks vertaald naar een verandering in de kweldervegetatie. In Dankers et al. (1987) werd een aanzienlijke regressie van de vegetatie voorspeld. De monitoring na 25 jaar gaswinning laat echter nauwelijks effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie zien, zelfs niet in de PQ's met een negatieve opslibbingbalans. In Eysink et al. (2000) werd het uitblijven van effecten op de vegetatie verklaard door opslibbing en door dalende of gelijkblijvende overvloedingfrequenties (gevolg van een tijdelijk dalende trend van jaargemiddelde hoogwaters (GHW). **In de periode 1963-1983 voorafgaand aan onze monitoring is de trendmatige verhoging van het jaargemiddelde hoogwater op station Nes 6 mm per jaar (figuur 3.1.11 A). Gedurende onze monitoring-periode is het jaargemiddelde hoogwater zeer variabel en zonder significante lineaire trend (figuur 3.1.11 B).** De jaargemiddelde hoogwaters kunnen worden verklaard uit de gemiddelde windrichting, windsnelheid en barometerstand over een jaar (Bossinade et al. 1993). Voor de kwelderwerken is een duidelijke relatie tussen het jaargemiddelde hoogwater en de omvang van de pionierzone aangetoond (Dijkema et al. 2007).

Zijn de wisselende jaargemiddelde hoogwaters in het aantal overvloedingen per jaar van de kwelder terug te vinden?

- Voor de pionierzone en de lage kwelderzone die in de buurt van GHW liggen zeer zeker (figuur 3.1.24). Het gaat per hoogteklaas om verschillen op basis van de fluctuaties in GHW (figuur 3.1.11 B) van ca. 25 tot 100 jaarlijkse overvloedingen gedurende de monitoringperiode, dat is ca. 25% van het totale aantal.
- Voor de hoge kwelderzone en lage duintjes (figuur 3.1.25) zijn de fluctuaties in GHW uit figuur 3.1.11 B met enige goede wil nog steeds herkenbaar. Het aantal overvloedingen per hoogteklaas varieert echter relatief veel meer, boven de 100% per jaar. Dat is zodanig veel dat de GHW-jaartrend er niet meer toe doet.
- De abiotische factor overvloedingfrequentie wordt getest in hoofdstuk 3.1.6.



Figuur 3.1.24 Overvloedingfrequenties per hoogteklaas (per 10 cm in m) op basis van station NES. Voor de pionier-, lage- en midden kwelder zones in aantal tijden per jaar.
Flooding frequency for elevation classes (classes per 10 cm in m) based on tidal station Nes Ameland.
For pioneer-, low marsh- and middle marsh zones in number of tides per year.



Figuur 3.1.25 Overvloedingfrequenties per hoogteklasse (per 10 cm in m) op basis van station NES. Voor de hoge kwelderzone en lage duintjes in aantal tijden per jaar. De lijn NAP + 2.2 m is de waterhoogte NES waarbij de vallei bij de NAM locatie volloopt (hoofdstuk 4.1).

Flooding frequency for elevation classes (classes per 10 cm in m) based on tidal station Nes Ameland. For the high salt marsh zone and low sand dunes in number of tides per year.

De lijnen FREQ in [bijlage 3.1. B](#) geven de overvloedingfrequentie per PQ over de periode 1986-2009 weer. FREQ is berekend uit de maaiveldhoogte (= maaiveld 1986 + opslibbing - bodemdaling) en de overvloedingfrequentie (lopende gemiddelde over 3 jaar). Over de periode 1986-1997 was de overvloedingfrequentie voor drie PQ's significant afgenomen en voor één PQ significant toegenomen. Over de gehele monitoringperiode berekend is de overvloedingfrequentie voor twee PQ's significant afgenomen en voor 29 PQ's (74%) significant toegenomen ([bijlage 3.1. G](#)). Dat komt zoals hiervoor beschreven deels door bodemdaling (PQ's met een negatieve opslibbingbalans, [tabel 3.1.4](#)) en deels door natuurlijke factoren (toegenomen jaargemiddelde hoogwaters, [figuur 3.1.11](#), [3.1.24](#), [3.1.25](#)). Het recente lage GHW-jaar 2010 speelt in de verklaring van effecten op de vegetatie nog geen rol omdat de laatste waterpassing van NAM in 2009 was.

Conclusies veranderingen in overvloedingfrequentie 1986-2009

- Onze eerdere rapporten concludeerden dat een afname van de jaargemiddelde hoogwaters in de periode 1986-1997 de **mogelijke effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie hebben gecompenseerd** via een stabiele overvloedingfrequentie.
- In de periode voorafgaand aan de monitoring is de **trendmatige verhoging van het jaargemiddelde hoogwater (GHW) 6 mm per jaar** ([figuur 3.1.11 A](#)).
- Gedurende de monitoring-periode is het **jaargemiddelde hoogwater zeer variabel en zonder significante lineaire trend** ([figuur 3.1.11 B](#)). De jaargemiddelde hoogwaters kunnen worden verklaard uit de gemiddelde windrichting, windsnelheid en barometerstand. Opvallend zijn de recente lage GHW-jaren 2009 en 2010.
- Over de gehele periode **1986-2009** is de overvloedingfrequentie op 74% van de PQ's **significant toegenomen** door een negatieve balans tussen opslibbing en bodemdaling.
- In de monitoringperiode volgde de **kweldervegetatie** in hoge mate een **autonome ontwikkeling** los van de effecten van bodemdaling en overvloedingfrequentie.

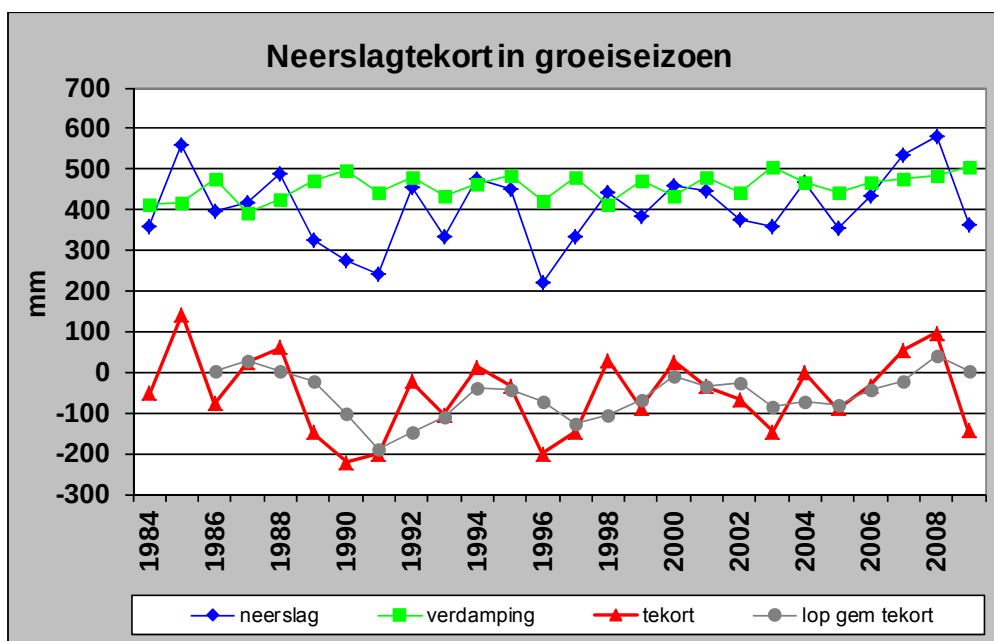
De **neerslagbalans** in het groeiseizoen (verschil tussen neerslag en verdamping; [tabel 3.1.5](#) en [figuur 3.1.26](#)) kan een rol spelen bij eventuele regressie van kweldervegetaties in de midden en hoge zones (De Leeuw et al. 1990). De beginjaren 1985 en 1987-1988 zijn nat, evenals 1994,



1998, 2000 en 2007-2008. Extreem droge jaren zijn 1989-1991, 1996-1997, 2003 en 2009. Dit verloop kan de aanwezigheid-verdwijnen-hervestiging van een aantal “zoete” plantensoorten die in de midden en hoge zones zijn waargenomen verklaren. De abiotische factor neerslagbalans wordt getest in [hoofdstuk 3.1.6](#).

Tabel 3.1.5 Neerslagbalans (neerslag – verdamping) in het groeiseizoen (maart t/m augustus) op Ameland
Precipitation – evaporation in the growing season (March-August) on Ameland.

	Neerslagbalans maart t/m augustus	Lopende gemiddelde neerslagtekort
1984	-52	
1985	142	
1986	-77	4
1987	25	30
1988	60	3
1989	-148	-21
1990	-221	-103
1991	-201	-190
1992	-22	-148
1993	-104	-109
1994	14	-37
1995	-33	-41
1996	-200	-73
1997	-147	-127
1998	30	-106
1999	-88	-68
2000	25	-11
2001	-36	-33
2002	-67	-26
2003	-147	-83
2004	-2	-72
2005	-90	-79
2006	-34	-42
2007	56	-23
2008	97	40
2009	-144	3



Figuur 3.1.26 Neerslag, verdamping en balans in het groeiseizoen (maart t/m augustus) op Ameland.
Precipitation, evaporation and deficit in the growing season (March-August) on Ameland.



3.1.3.6. Summary salt marsh transects

Sedimentation 1986-2009

- Transects show a high sedimentation close to the tidal flats and on creek levees (mean 9 mm/y) and a low sedimentation in the basins and higher on the salt marsh (mean 3 mm/y), normal values. Levees of the main creek Oerdsloot have a very high sedimentation of 14-18 mm/y.
- The 1986 prognosis shows a sedimentation not keeping pace with subsidence. That is only true for the middle- and high salt marsh. In the pioneer zone and low salt marsh sedimentation is (more than) sufficient to compensate subsidence.
- A negative accretional balance is not enough for the low- and high salt marsh to drown below the theoretical lower limit of their vegetation zone.
- However, it does for the elevation of the middle salt marsh and the class of disturbed plots, more on Hon than on Neerlands Reid.

Surface elevation during 1986-2009 has been tested for significant lowering or rise, and for a significant non-linear shape:

- On Neerlands Reid 58% of the plots lowers. Lowering flattens in 64% of the plots due to decreasing subsidence and ongoing sedimentation.
- On Neerlands Reid 33% of the plots rises. Sedimentation has always been higher than subsidence on these plots.
- On Hon 86 % of the plots lowers. Lowering flattens in 80 % of the plots due to decreasing subsidence and ongoing sedimentation.

Vegetation 1986-2010

- Generally a negative accretional balance does not effect vegetation. In 50% of the plots shows succession/ aging of salt marsh vegetation. 25 % of the plots does not change at all.
- Succession on Neerlands Reid to amongst others *Artemisia maritima* is enhanced by a gradually decreased grazing intensity. In the years 2008-2010 succession east of Oerdsloot main creek accelerates by a later start of cattle grazing.
- Drainage is a key-factor for vegetation development. Regression promptly starts by a wetter soil, eg. due to blocking of a creek, cliff erosion, or trampling by cattle (20% of the plots).
- Which changes in vegetation are caused by subsidence? Decisive is the combination 'lowering surface elevation below the theoretical lower limit of the vegetation zone' and 'regression, including rejuvenation' (tabel 3.1.4).
- Regression seldom occurs due to subsidence (5% of the plots). These plots are situated on a basin-levee transistion (key-factor drainage), in the middle of Hon near an old pool. Sedimentation is low (large distance to the sediment sources tidal flats and creeks) and subsidence is high (near centre of subsidence basin). The two plots are in 1986 on or under the theoretical lower limit of the middle salt marsh zone, at the beginning of the regression 10-15 cm below this limit.
- The regression process on Hon started with an increase of annual salt marsh plants, then a shift of zone-related plant species. Next succession restarts all over to the low marsh climax *Halimione portulacoides*.

- During our monitoring no significant linear trend in annual yearly average MHT occurs. The annual yearly average MHT is explained by wind direction, windspeed and air pressure.
- Previous to our monitoring the annual trend of yearly average Mean High Tides (MHT) was + 6 mm per year.

3.1.4. Verandering kweldervegetatie

3.1.4.1. Totaalbeeld vegetatiekaarten 1988-2009

Vegetatiekaarten zijn een waardevol hulpmiddel om **veranderingen** in de **kwelder PQ's vlakdekkend te toetsen**. Andersom zijn PQ's een controle op de vegetatiekaarten en ook laten PQ's de variatie in de tussenliggende jaren zien. Door Rijkswaterstaat DID (eerder AGI en MD) zijn in 1988, 1993, 1997, 2003 en 2009 vegetatiekaarten gemaakt van het Neerlands Reid en De Hon (**figuren 3.1.27 – 3.1.36**). De kartering van 2009 is uitgevoerd op basis van luchtfoto's van 2008 plus veldwerk van 2009. De kartering is een 'landscape guided vegetation survey' op basis van false colour luchtfoto's 1:5.000. De legenda-eenheden worden toegewezen volgens een vaste classificatie met de computer (Dijkema & Bossinade 1990: **SALTMARSH**). In de looptijd van de monitoring op Ameland is de vaste classificatie twee maal verbeterd, in 1997 (De Jong et al. 1997: **SALT1997**) en in 2008 (Kers et al. in prep.: **SALT2008**). Trilateraal is voor de drie Waddenzee-landen een gezamenlijke **Tmap classificatie** afgesproken op basis van SALT 1997/2008. De Tmap kaarten geven het eenvoudigste en beste visuele overzicht van de **biodiversiteit aan vegetatie-typen**, maar missen de midden kwelderzone, waardoor ze **niet geschikt** zijn voor het **herkennen van de effecten van bodemdaling** (**figuren 3.1.37 – 3.1.39**).

De basiskaarten van RWS-DID geven de meest volledige GIS informatie: legenda-eenheden bestaande uit complexen met de procentuele aandelen van de SALT 1997/2008 vegetatietypen (**bijlage 3.1 D**). Op verschillende kaarten staan daarom echter niet dezelfde legenda-eenheden. In een matrix is af te lezen welke vegetatietypen met welk percentage in de legenda-eenheden aanwezig zijn. Voor een eenvoudige vergelijken van kaarten van verschillende jaren of gebieden zijn door RWS daarom kaarten afgeleid op basis van o.a. Tmap, KRW, Natura2000, en de structuur van de vegetatie.

Een complicatie van SALT2008 voor onze monitoring is dat vegetatietypen tussen kwelderzones zijn verschoven. Bij de wijziging van SALT97 naar SALT2008 zijn de lager gelegen delen van de legenda-eenheden met Zeekweek en met Zeealsem van de midden-naar de lage kwelderzone verplaatst (**bijlage 3.1 A**). IMARES werkt voor de leesbaarheid van de kaarten vanaf het begin van de monitoring met een vertaalslag naar **8 vegetatiezones en 2 climax-types** zoals uitgewerkt in **SALT97 (bijlage 3.1 D)**. **Ook voor de verwerking van de PQ's vanaf 1986 is SALT97 gebruikt.** Voor de consistentie moet in onze monitoring SALT97 worden voortgezet. RWS-DID gaat op alle oude vegetatiekaarten de SALT97 vegetatiezones omzetten naar SALT2008 (nieuwe kolommen LEGzone en KRW; Bas Kers mond. med.). In **hoofdstuk 3.1.4.2** is op die basis met SALT2008 een kaartvergelijking tussen vegetatiezones van twee recente kaarten gemaakt (met nadruk op de brakke zones op Neerlands Reid 2003 en 2009).

De **figuren 3.1.27 – 3.1.36** geven de zoneringskaarten voor de jaren 1988, 1993, 1997, 2003 en 2009 van het Neerlands Reid en De Hon. Op de kaarten zijn in ArcGIS de oppervlaktes van de vegetatiezones en de climaxvegetaties voor de verschillende jaren gemeten (**tabel 3.1.6 en 3.1.7**). Daarvoor is op het **Neerlands Reid** een vast polygoon van de gehele kwelder gebruikt. De zuidelijke grens van de kwelder met het wad ligt grotendeels vast door de steenglooiing en de noordelijke grens ligt vast door het fietspad. De waargenomen veranderingen zijn:

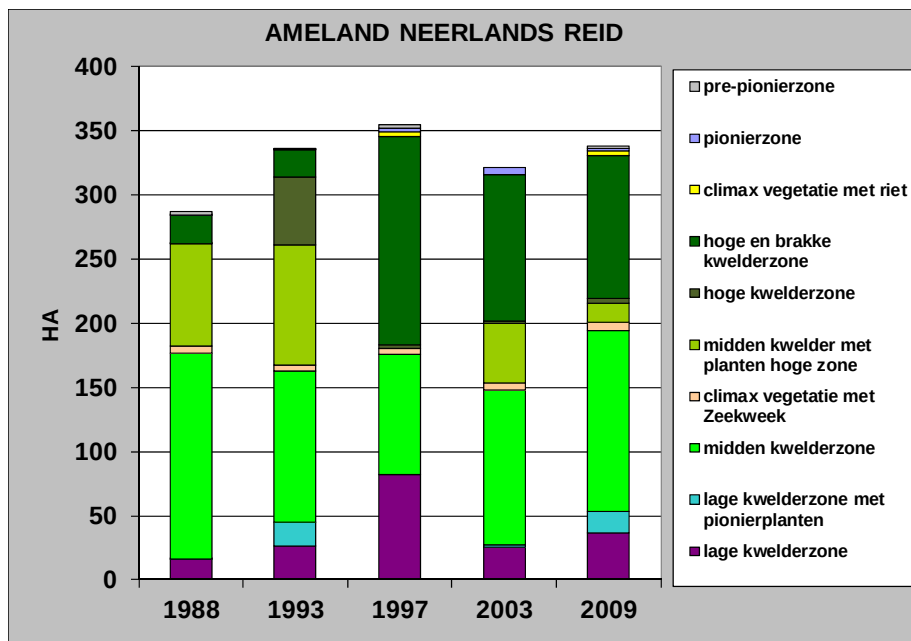
- De wisseling van het totale **kwelderareaal** kan als gevolg van het gebruikte polygoon uitsluitend op de gekarteerde grens met de duinen en duinkopjes binnen Neerlands Reid slaan. De uitgegraven en verziltende duinvallei ten noorden van het fietspad valt buiten het polygoon.
- Door de jaren heen zijn de pionierzones, midden kwelderzones, climax met Zeekweek, en hoge kwelderzones (= 33 + 41 + 42) relatief **stabiel**.
- Opvallend zijn de **relatief grote veranderingen** op de kaarten van Neerlands Reid **tussen duinen, hoge - en midden kwelderzones**. Die veranderingen zijn in de evaluaties van 1995, 2000 en 2005 toegeschreven aan **geringe verschuivingen binnen complexen van intensief beweidde vegetatietypen** waaruit de vegetatiezones bestaan (Dijkema et al. 2005 c). In 2009 is de westelijke kwelder brakker.
- Het **areaal lage duintjes** laat ogenschijnlijk willekeurige veranderingen zien, terwijl een afname/ overgang naar de kwelder door bodemdaling was te verwachten.



- Verder vallen de **kaartvlakken ter weerszijden van de Oerdsloot** op. Op de vijf sets kaarten afwisselend **regressie/ verjonging naar lage kwelders (1988-1997)**, **successie/ veroudering naar midden kwelder (2003)** en **regressie/ verjonging naar lage kwelder (2009)**. Bij de veranderingen in deze kort afgegraste kwelder spelen verschillen in foto-interpretatie een rol. In 1997 zijn te grote vlakken bestaande uit complexen van meerdere vegetatietypen gekarteerd; deze grote vlakken omvatten verschillende kwelderzones, maar zijn veelal als hoge en brakke kwelderzone ingedeeld ten koste van de midden kwelderzone en de duintjes (Bas Kers mond. med.).

Tabel 3.1.6 Vergelijking oppervlakte in hectares van de **vegetatiezones en climax-types** van de kwelder **Neerlands Reid**, binnen voor elk jaar gelijke polygonen. De methode in 1997 was afwijkend. De classificatie Salt 2008 verschuift een deel van Zeekweek en Zeealsem in 2009 van midden naar lage kwelderzone, dat is teruggezet zoals in Salt97. Data vegetatiekaarten Rijkswaterstaat DID.
Area of salt marsh zones and climax vegetation in ha on Neerlands Reid. Data vegetation maps Rijkswaterstaat-DID.

	zone	1988	1993	1997	2003	2009
Pre-pionierzone	11	3	1	3		1
Pionierzone	12	0,2	0,3	3	6	2
Totaal Pionierzone		3	1	6	6	3
Lage kwelderzone	21	16	26	82	26	37
Lage kwelderzone met pionierplanten	22	0,2	19		2	17
Midden kwelderzone	31	161	118	94	120	141
Climax vegetatie met Zeekweek	32	5	5	5	5	6
Midden kwelder met planten hoge zone	33	80	94		47	15
Hoge kwelderzone	41		53	2	2	4
Hoge en brakke kwelderzone	42	22	21	163	113	112
Climax vegetatie met Riet	43			3		3
Totaal Kwelderzone		284	316	346	316	331
Duinen binnen polygoon		123	78	46	206	136
Water binnen polygoon		3	5	1	4	



- Het areaal vegetatie met **Zeealsem** is in het gebied **bovenstrooms langs de Oerdsloot tussen 2003 en 2009 verdubbeld**. Zeealsem heeft door een iets lagere beweidsdruk en/of later inscharen van het vee de kans gekregen om zich als zaailing te vestigen en vervolgens uit te breiden d.m.v. wortelstokken. Iets oudere planten worden niet meer gegeten, de uitbreiding gaat dan versneld door. Alleen een zeer straffe biljartlakenbeweiding kan Zeealsem tegenhouden.
- Aanvankelijk vinden we ca. 30 ha regressie/ verjonging naar lage kwelder bovenstrooms langs de Oerdsloot. Dat wordt **niet bevestigd door analyse van de PQ's**, waarin het



algemene beeld voortgaande successie/ veroudering van de vegetatie is. De oorzaak blijkt de nieuwe SALT2008 classificatie, waardoor een deel van de vegetatietypen met Zeealsem en Zeekweek op de kaart van 2009 van midden- naar lage kwelderzone verschuiven. De betreffende opnamen 351 en 353 bij de kaart van 2009 zijn voor 100% midden kwelder. Daarom is de kaart van 2009 door IMARES terug vertaald met de SALT97 classificatie (ca. 20 ha Zeekweek op De Hon en ca. 17 ha Zeealsem op Neerlands Reid terug naar midden kwelder; [bijlage 3.1 F](#)). Verder is 5,5 ha midden kwelder met Zeealsem bij de Oerdsloot op de kaart van 2003 niet ingevuld en ontbreekt in de totaaltelling van 2003 en in de vergelijking met 2009.

Conclusie: De oorzaak van de verschuivingen tussen lage en midden kwelder in de buurt van de Oerdsloot zijn niet eenduidig te verklaren. Dynamiek van regressie/ verjonging naar lage kwelder en successie/ veroudering naar Zeealsem vindt onder invloed van beweiding, weer, opslibbing, bodemdaling en de methode van karteren naast elkaar en op verschillende delen van Neerlands Reid plaats. Op de vegetatiekaarten van **Neerlands Reid** zien we voor de reeks **1988 - 2009** jaar-totale van resp. **16, 45, 82, 28 en 54 ha lage kwelder** (zones 21 + 22). Dit betekent **enkele 10-tallen ha regressie/ verjonging**, vooral in de buurt van de **Oerdsloot**. Die trend past in de **oorspronkelijke voorspelling van 140 ha regressie door bodemdaling rondom de Oerdsloot**. Deze regressie/ verjonging wordt **niet bevestigd door de analyse van de PQ's**, waarin het algemene beeld op Neerlands Reid voortgaande successie/ veroudering is.

Op **De Hon** is een vast polygoon van de zes zuidelijke 500 x 500 meterhokken gebruikt, waardoor het totale kwelderareaal voor ca. 1/3 deel wordt onderschat. Dat is gedaan om eventuele veranderingen in de oppervlakte van de zuidelijke grens van de kwelder met het wad waar veranderingen zijn voorspeld (Dankers et al. 1987) goed in beeld te brengen. De dynamisch noordgrens van de kwelder met het duingebied valt buiten dit polygoon. De waargenomen veranderingen zijn:

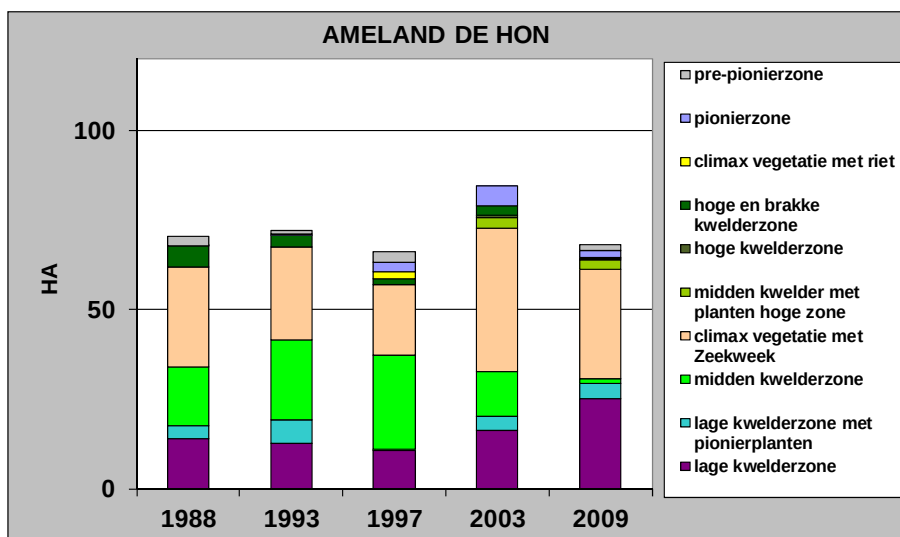
- Het **totale areaal** van alle zones binnen het polygoon is wisselend. 2 ha midden kwelder met Zeekweek in het NO binnen het polygoon is op de kaart van 2009 in duin veranderd en zit daarom niet in de totaaltelling van 2009. Buiten het polygoon breidt de **brakke kwelderzone** ca. 10 ha uit door verzilting van duinvalleien rondom en ten westen van de boorlocatie.
- Opvallend is de **afname van 9 ha Zeekweek** tussen 2003 en 2009 (na 20 ha veroudering tussen 1997 en 2003; Dijkema et al. 2005 c). Middenop De Hon zien we tussen 1997 en 2003 **9 ha regressie van midden kwelderzone naar lage kwelderzone** (na 10 ha tussen 1997 en 2003; Dijkema et al. 2005 c). De vegetatie middenop De Hon is een gesloten vegetatie van de dwergstruik Zoutmelde, die op kwelders als climax van de lage kwelder door het leven gaat. Dat is een bevestiging van de verandering in de PQ's 9.7 en 9.8, die wordt verklaard door een combinatie van bodemdaling en lage opslibbing (Dijkema et al. 2005 c).
- Tenslotte is in het midden van De Hon aan de wadzijde **8 ha nieuwe kwelder** te zien. De aanwas in de periode 2003-2009 was 3 ha door voortgaande successie van de **pionierzone**. Zie de gebiedbeschrijving in [hoofdstuk 3.1.1.2](#) onderaan.
- Een deel (9 ha) van de **pre-pionierzone** langs het zuidoosten van De Hon is terug gegaan naar wadplaat.
- Langs het westen van De Hon is aan de wadkant de kliferosie zichtbaar, die al voor de bodemdaling is begonnen (Sanders et al. 2005).
- De **kwelderplasjes** zijn goed herkenbaar op de kaartserie 1988-2009 van RWS-DID. De kleine kwelderplas bij transect 9 meet in 2003 en 2009 0,6 ha en is voor 90% onbegroeid. De grote kwelderplas Z-ZW van het baken op De Hon meet 2,4 ha en het areaal onbegroeid neemt in 1988, 1997, 2003 en 2009 na kreekvorming rond 2000 af van 100%, 65% naar 10% in beide laatste opnamejaren ([hoofdstuk 3.1.4.3](#)).



Conclusie: Vlakdekkende vergelijking van vegetatiezones bevestigt het eerder geschetste beeld van de PQ's. Geen effecten van bodemdaling aan de wadkant en op de oeverwallen van kreken. **Voor het eerst worden de effecten van bodemdaling in twee PQ's in de centrale kom middenop De Hon bevestigd op de vegetatiekaart.** Op de vegetatiekaarten van **De Hon** zien we voor de reeks **1988 - 2009** jaar-totale van resp. **18, 20, 11, 20 en 29 ha lage kwelder** (zones 21 + 22). Dit betekent **ca. 10 ha regressie/ verjonging**, vooral middenop De Hon. Dit effect wordt veroorzaakt door de combinatie van bodemdaling en lage opslibbing ver van de sedimentbron. Tegelijkertijd vindt bij dezelfde bodemdaling 5 ha veroudering naar Zeekweek plaats, verzilt ca. 10 ha duinvallei bij de boorlocatie naar kwelder en groeit er ca. 8 ha nieuwe kwelder aan de wadkant aan. De nieuwe aanwas is een gevolg van hoge opslibbing, instuiving van zand en nieuwe kreekvorming.

Tabel 3.1.7 Vergelijking oppervlakte in hectares van de vegetatiezones en climax-typen van de kwelder De Hon. Het voor elk jaar gelijke polygoon onderschat het kwelderareaal aan de noordgrens met de duinen met ca. 1/3 deel. De verandering in de classificatie-methoden Salt97 en Salt 2008 spelen op De Hon geen rol van betekenis. Data vegetatiekaarten Rijkswaterstaat DID.
Area of salt marsh zones and climax vegetation in ha on the Hon. Data vegetation maps Rijkswaterstaat-DID.

	zone	1988	1993	1997	2003	2009
Pre-pionierzone	11	23	22	16	25	16
Pionierzone	12		0,3	15	5	2
Totaal Pionierzone		23	22	31	29	19
Lage kwelderzone	21	14	13	11	16	25
Lage kwelderzone met pionierplanten	22	4	7	0,2	4	4
Midden kwelderzone	31	16	22	26	13	1
Climax vegetatie met Zeekweek	32	28	26	20	40	31
Midden kwelder met planten hoge zone	33				3	3
Hoge kwelderzone	41				1	
Hoge en brakke kwelderzone	42	6	3	2	3	0,2
Climax vegetatie met Riet	43			2		0,4
Totaal Kwelderzone		68	71	61	79	64
Duinen binnen polygoon		16	15	18	108	18
Water binnen polygoon		4	4	4	3	



3.1.4.2. Detailbeeld vegetatiekaarten 1993-2003-2009

De totale oppervlaktes over alle jaren van de vegetatiezones en climax-vegetaties (hoofdstuk 3.1.4.1; tabel 3.1.6 en 3.1.7) zijn vergeleken met een kruistabel (tabel 3.1.8). In de kruistabel zijn meer gedetailleerd alle veranderingen van de kaartvlakken over en weer tussen vegetatiekaarten van twee geselecteerde jaren (1993 en 2009) vergeleken. In figuur 3.1.40 de veranderingen tussen deze geselecteerde jaren op kaart gezet.

De Hon is eenvoudig, we zien hetzelfde als in de PQ's (figuur 3.1.40 A):

- Langs de wadkant successie/ veroudering naar Zeekweek (31 -> 32).



- Middenop en langs de duinkopjes de al bekende ca. 10 ha regressie/ verjonging van midden naar lage kwelder (31 -> 32).
- Middenop De Hon en langs de duinkopjes ook nog verrassend veel veroudering naar Zeekweek (31 -> 32).

Tabel 3.1.8 Kruistabel met een vergelijking van de vegetatiekaarten van 1993 en 2009 voor alle afzonderlijke kaarvlakken. Op de regels staan de oppervlaktes van vegetatiezones van 1993, die zijn veranderd in vegetatiezones van de kolommen van 2009. * = geen verandering waargenomen. **Vet en onderstreept** = oppervlakte van de betreffende vegetatiezone die tussen 1993 en 2009 niet is veranderd. De veranderingen in hoofdzones boven de diagonaal staan voor successie/ veroudering van de vegetatie. De veranderingen in hoofdzones onder de diagonaal staan voor regressie/ verjonging van de vegetatie. **Voorbeeld:** van vegetatiezone 21 uit 1993 op Neerlands Reid is in 2009 0,9 ha veranderd naar vegetatiezone 1.2 (regressie); 16,9 ha is niet veranderd; 5,4 ha veranderd naar vegetatiezone 3.1 (successie). **Successie > 2 ha is groen gemarkeerd. Regressie > 2 ha is blauw gemarkeerd.** Cross-table for vegetation maps of 1993 and 2009. On the lines area in ha of zones in 1993 which changes to zones in the columns in 2009. **Bold and underlined** = area which did not change between 1993 and 2009.

Neerlands Reid											
zone 2009	duin	11	12	21	22	31	32	33	41	42	43
zone1993											
water	0.0	0.2	0.2	1.7	0.4	0.7	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0
duin	60.8	0.0	*	0.0	1.2	3.1	0.0	1.2	1.0	19.6	0.5
11	*	0.0	0.0	0.3	0.1	0.2	*	*	*	*	*
12	0.1	0.0	0.1	0.0	*	0.0	*	*	*	*	*
21	0.2	0.2	0.9	16.9	0.9	5.4	0.6	0.0	*	0.0	*
22	*	0.0	0.1	0.9	0.3	0.3	0.0	*	*	*	0.2
31	0.3	0.5	0.2	13.8	8.6	73.7	1.5	2.9	0.7	14.7	0.1
32	0.2	*	0.0	0.2	0.1	1.1	1.0	1.8	0.0	0.3	*
33	0.9	0.0	0.0	1.5	6.3	41.0	1.3	4.4	0.3	34.9	0.8
41	4.7	0.1	0.1	0.1	0.2	14.5	1.0	4.5	1.4	25.7	0.4
42	1.4	*	0.0	0.0	1.0	0.3	0.1	0.0	0.1	16.4	1.3
De Hon											
zone 2009	duin	11	12	21	22	31	32	33	41	42	43
zone1993											
water	*	0.0	0.2	1.8	0.6	0.0	0.3	0.0	*	*	*
duin	12.3	0.4	0.0	0.1	0.1	0.3	0.9	0.1	*	0.1	0.0
11	1.0	10.6	1.8	0.9	0.9	*	0.0	0.0	*	*	*
12	*	*	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	*	*	*	*
21	0.1	0.1	0.2	9.5	0.7	0.0	1.4	0.0	*	0.0	*
22	*	0.2	0.1	1.8	0.5	0.0	1.1	*	*	*	*
31	*	0.1	0.1	8.5	0.2	0.2	10.8	0.1	*	0.0	0.0
32	1.4	0.1	0.0	2.2	0.5	0.3	15.6	1.6	*	0.0	0.2
33	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
41	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
42	0.3	*	*	0.1	0.5	0.4	0.6	0.9	*	0.0	0.2

Neerlands Reid (figuur 3.1.40 B en C) is een stuk ingewikkelder door beweiding, veel overgangen naar hoge/ brakke kwelders en methodische verschillen tussen de jaren. Daarom richten we ons voor bodemdaling onder de eerste drie bullets op de overgangen van de lage en midden kwelderzones (3 -> 2 en 2 -> 3) en proberen daarna onder de vierde bullet iets over de hoge/ brakke kwelders te verklaren:

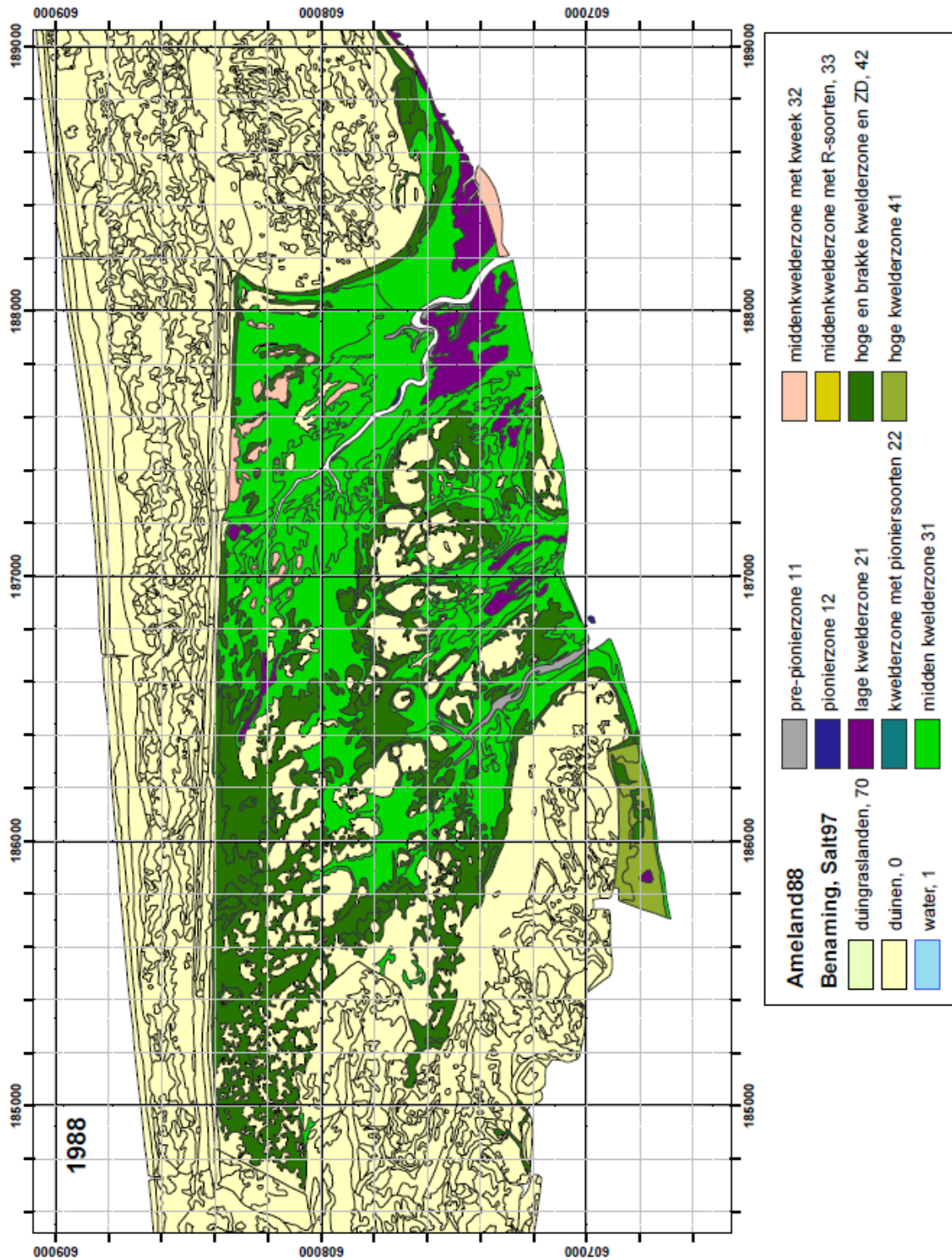
- Geen successie/ veroudering naar Zeekweek (32; figuur 3.1.40 B).
- Tussen 1993 en 2009 ca. 30 ha regressie/ verjonging van midden naar lage kwelder (3 -> 2), verspreid over geheel Neerlands Reid (figuur 3.1.40 B). Dat is meer dan in de totaal-tabellen over alle jaren. Op de vijf sets vegetatiekaarten zien we afwisselend regressie/ verjonging naar lage kwelders 1988-1997), successie/ veroudering naar midden kwelder (2003) en regressie/ verjonging naar lage kwelder (2009). Onze PQ 3.21 ter plekke is al 25 jaar het toonbeeld van een stabiele midden kwelder (figuur 3.1.38 en 3.1.40 B). De regressie tussen 1993 en 2009 is wel in lijn met de verwachtingen van bodemdaling (Dankers et al. 1987).



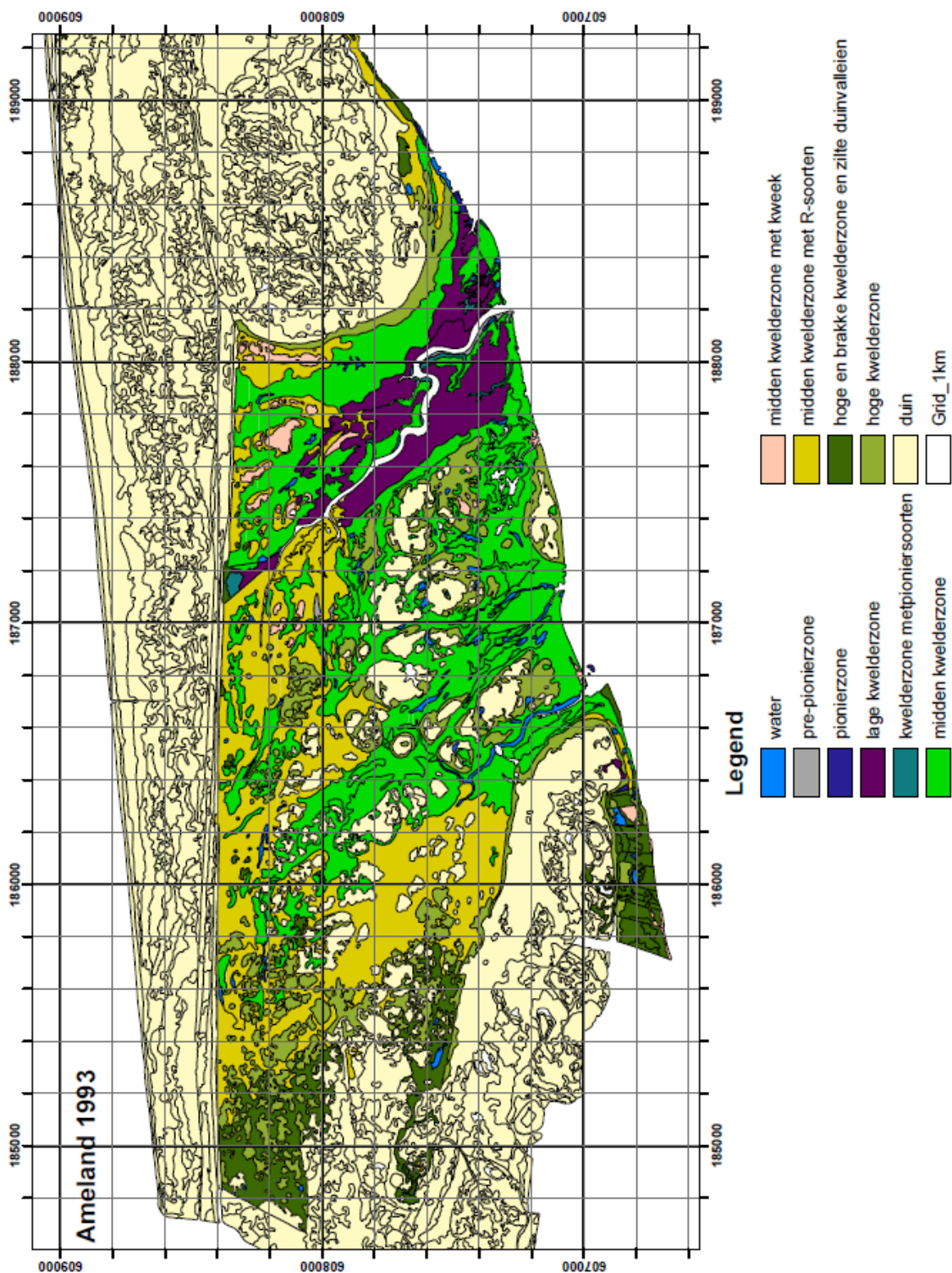
- Ca. 6 ha successie/ veroudering van lage naar midden kwelder (2 -> 3), gelegen oost langs de benedenloop van de Oerdsloot ([figuur 3.1.40 B](#)).
- We zien een **vernatting/ een verschuiving van zout naar brak op de bovenkwelder** (= westen van Neerlands Reid) zoals op andere eilanden is waargenomen ([figuur 3.1.40 C](#)). De veranderingen tussen 1993 en 2009 in de midden kwelder (31 en 33) en tussen de midden en hoge kwelder (3 en 4), en binnen de hoge kwelder (4) zijn fors ([figuur 3.1.40 C](#)). We verwachten een relatie met de natte jaren 2007 en 2008 ([tabel 3.1.5 en figuur 3.1.26](#)). Een relatie met bodemdaling is denkbaar, maar niet waarschijnlijk omdat de bodemdaling in het westen de helft of minder is dan in het oosten en toeneemt in de richting van de Oerdsloot waardoor bodemdaling de afwatering van westelijk Neerlands Reid bevordert.

De **totale oppervlaktes over alle jaren** van de vegetatiezones en climax-vegetaties zijn ook vergeleken met **gedetailleerde** veranderingen op SALT2008 vegetatiekaarten van de **twee recentste jaren (2003 en 2009)**. In [figuur 3.1.41](#) zijn de veranderingen tussen deze geselecteerde jaren op kaart gezet (Bas Kers, pers. comm.). Het eindbeeld van de veranderingen op Neerlands Reid en De Hon is in 2009 ([figuur 3.1.40 en 3.1.41](#)):

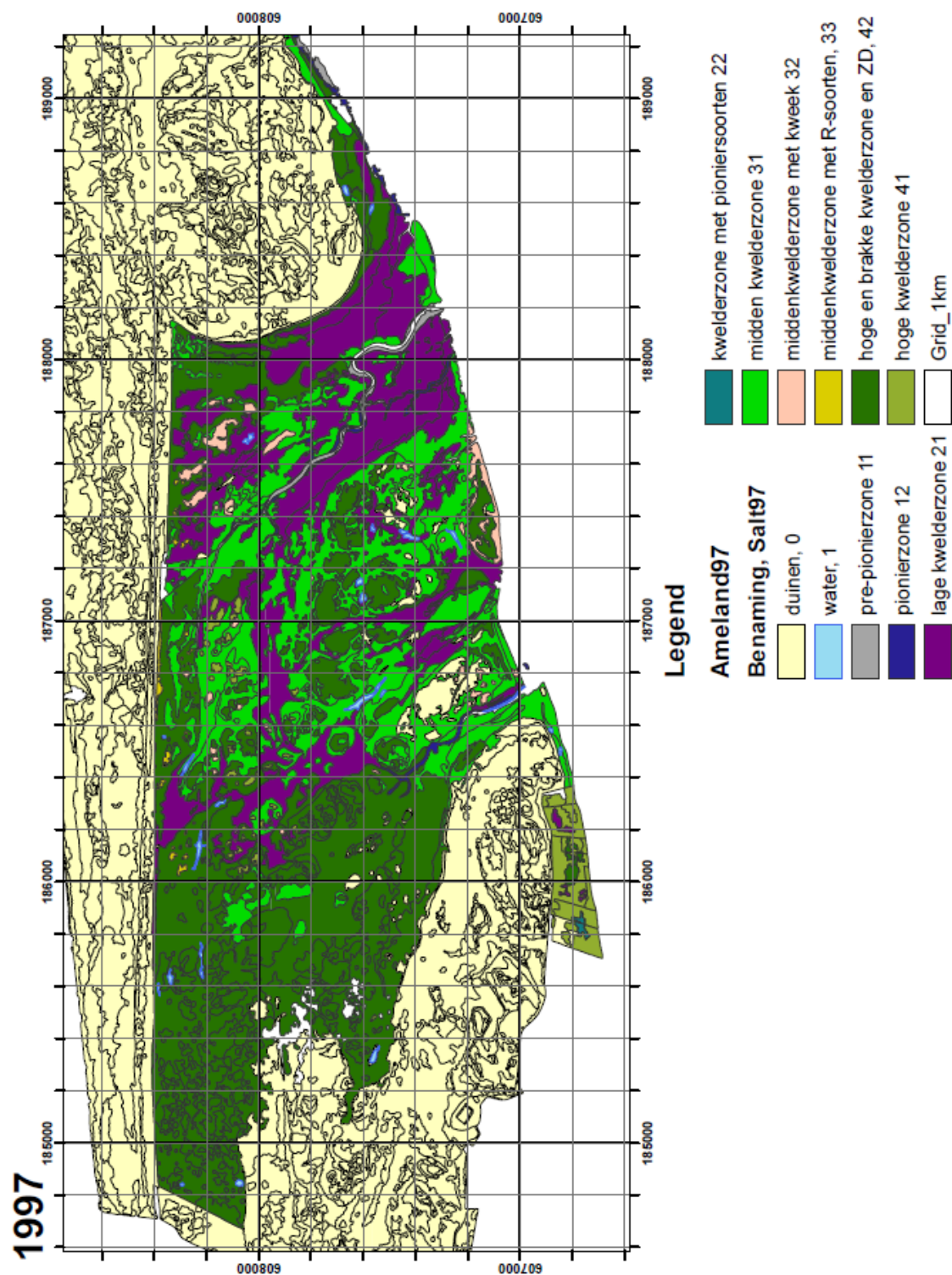
- Enkele 10-tallen ha regressie/ verjonging (blauw) op diverse plekken.
- Autonome successie/ veroudering (lichtgroen) oost langs de benedenloop van de Oerdsloot.
- Verschuiving van hoge naar brakke kwelder (donkergroen) op de westkant van Neerlands Reid en van brakke naar midden kwelder (lichtgroen) in het noordoosten.
- **Vergeleken met kwelders elders is de climax met Zeekweek (type 32) relatief stabiel op zowel de beweide als de onbeweide kwelder** ([hoofdstuk 3.1.4.4](#)).



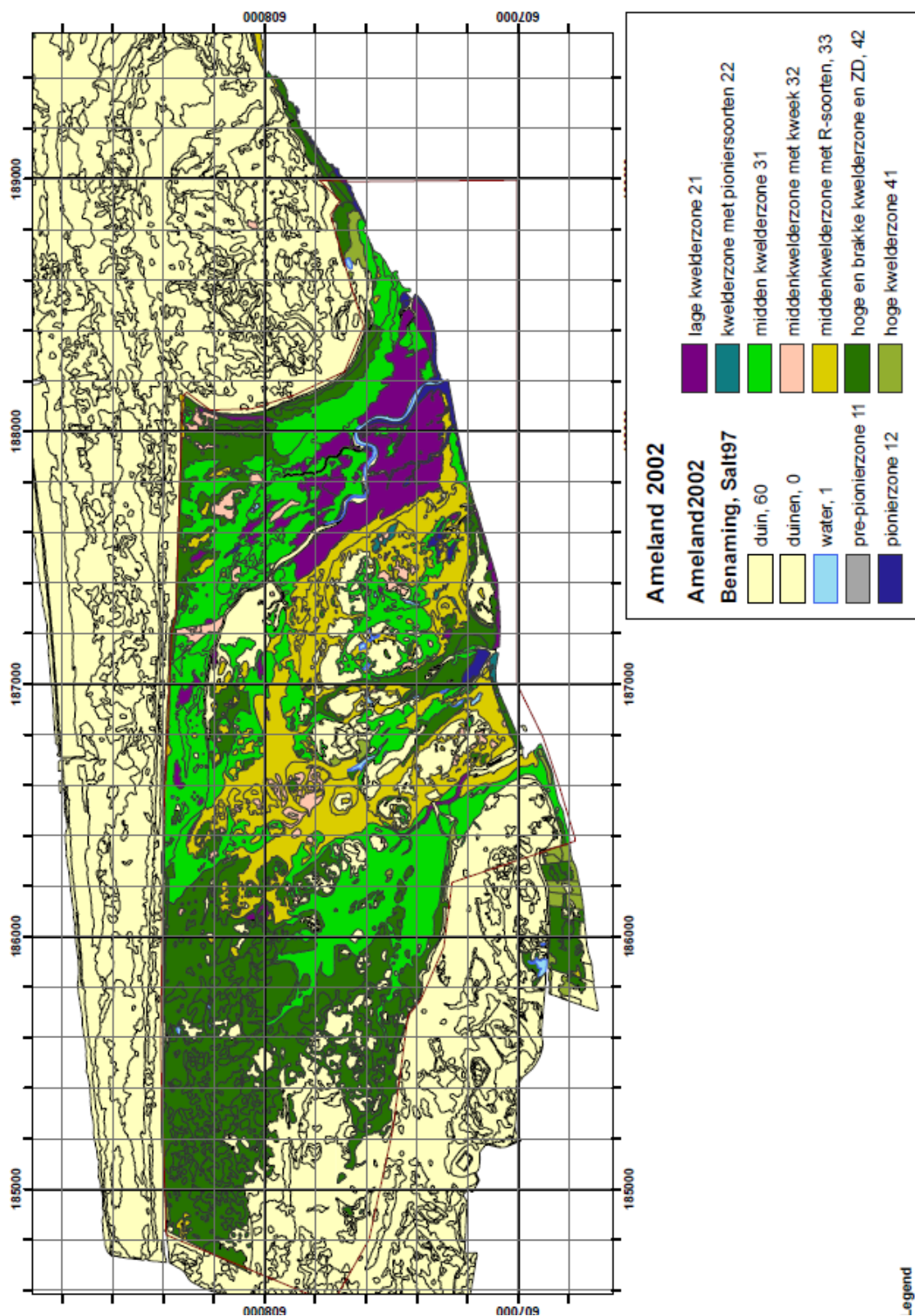
Figuur 3.1.27 Zonering en climax-vegetaties op Neerlands Reid 1988. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on Neerlands Reid 1988. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



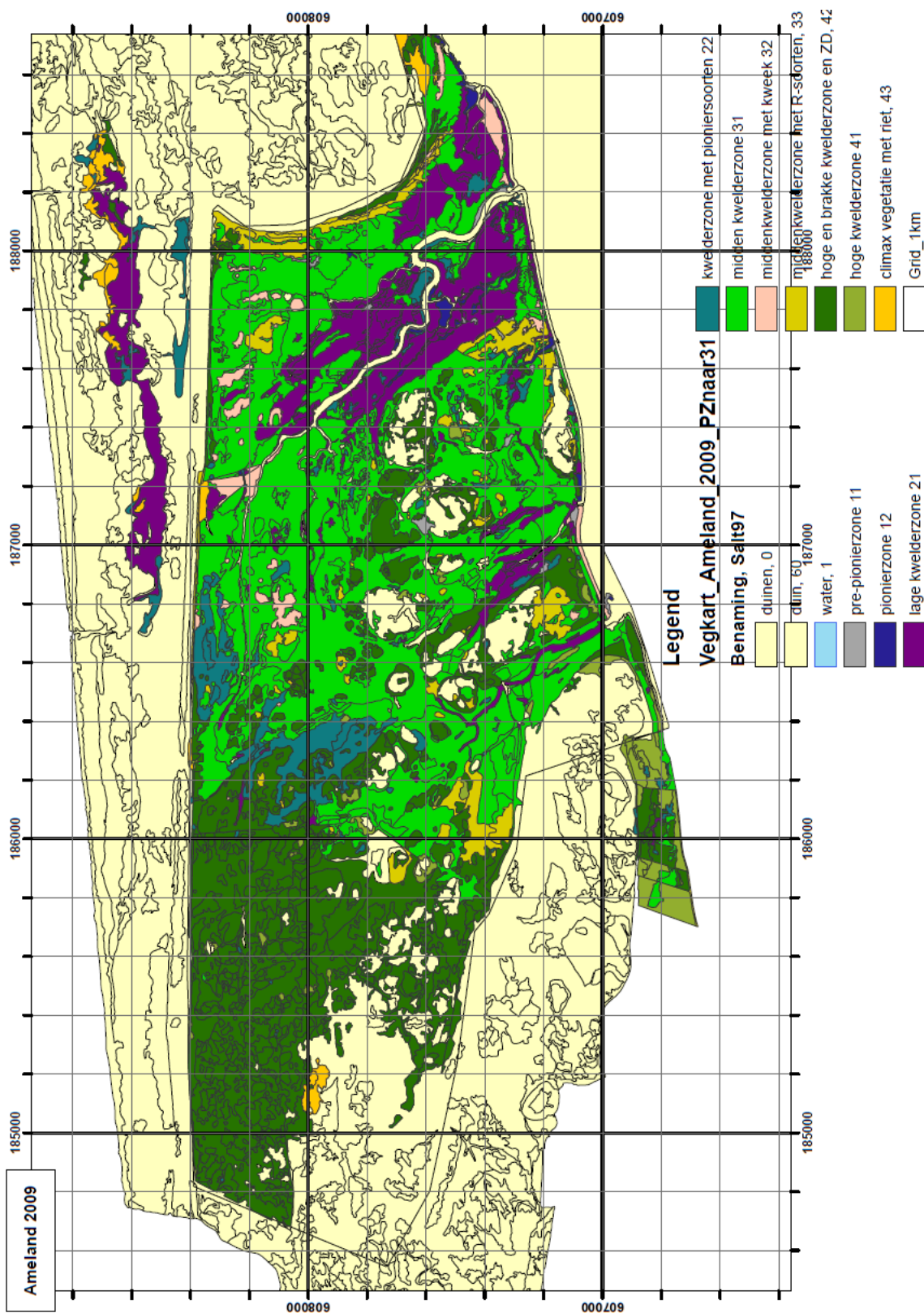
Figuur 3.1.28 Zonering en climax-vegetaties op Neerlands Reid 1993. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on Neerlands Reid 1993. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



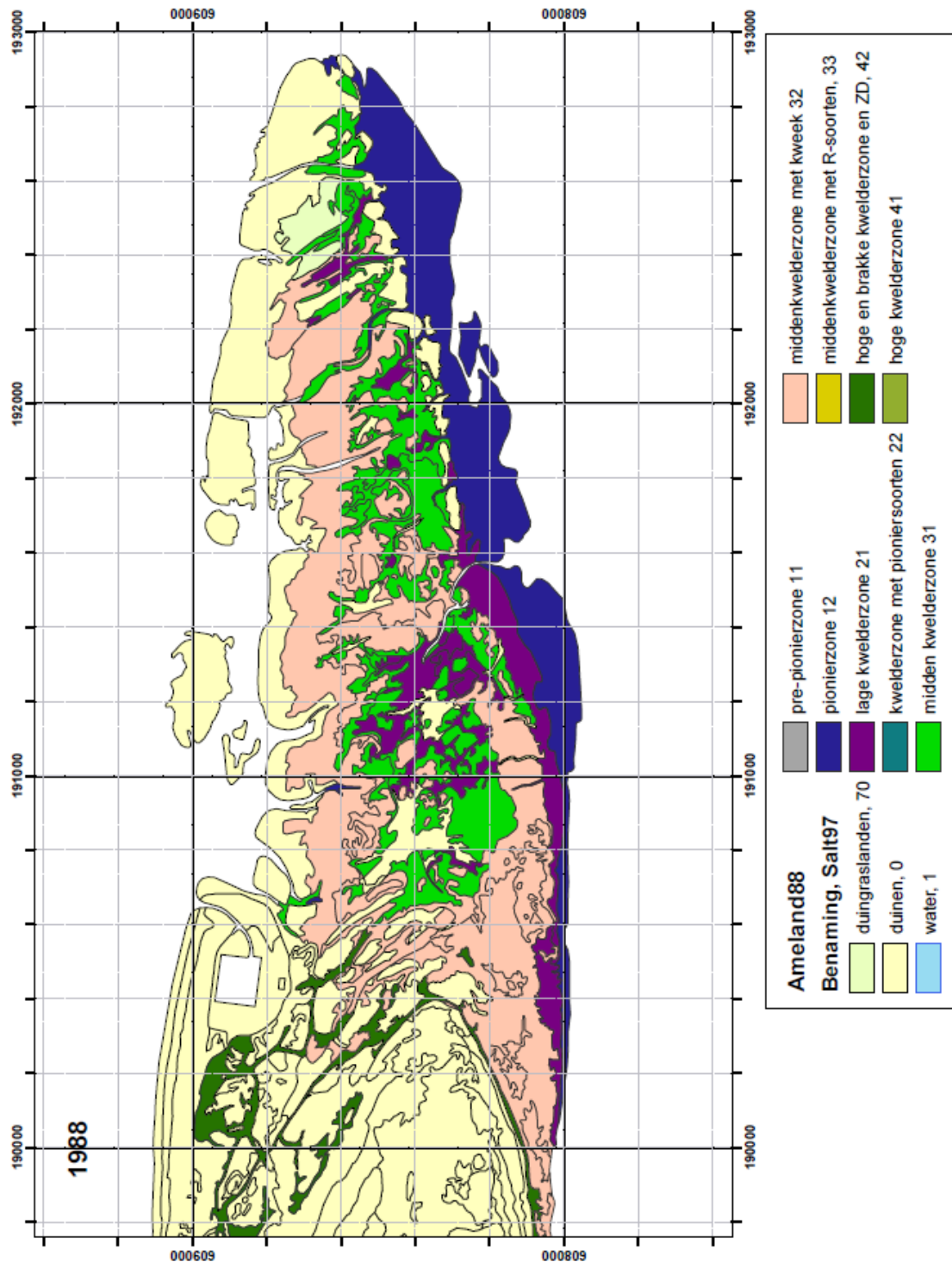
Figuur 3.1.29 Zonering en climax-vegetaties op Neerlands Reid 1997. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on Neerlands Reid 1997. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



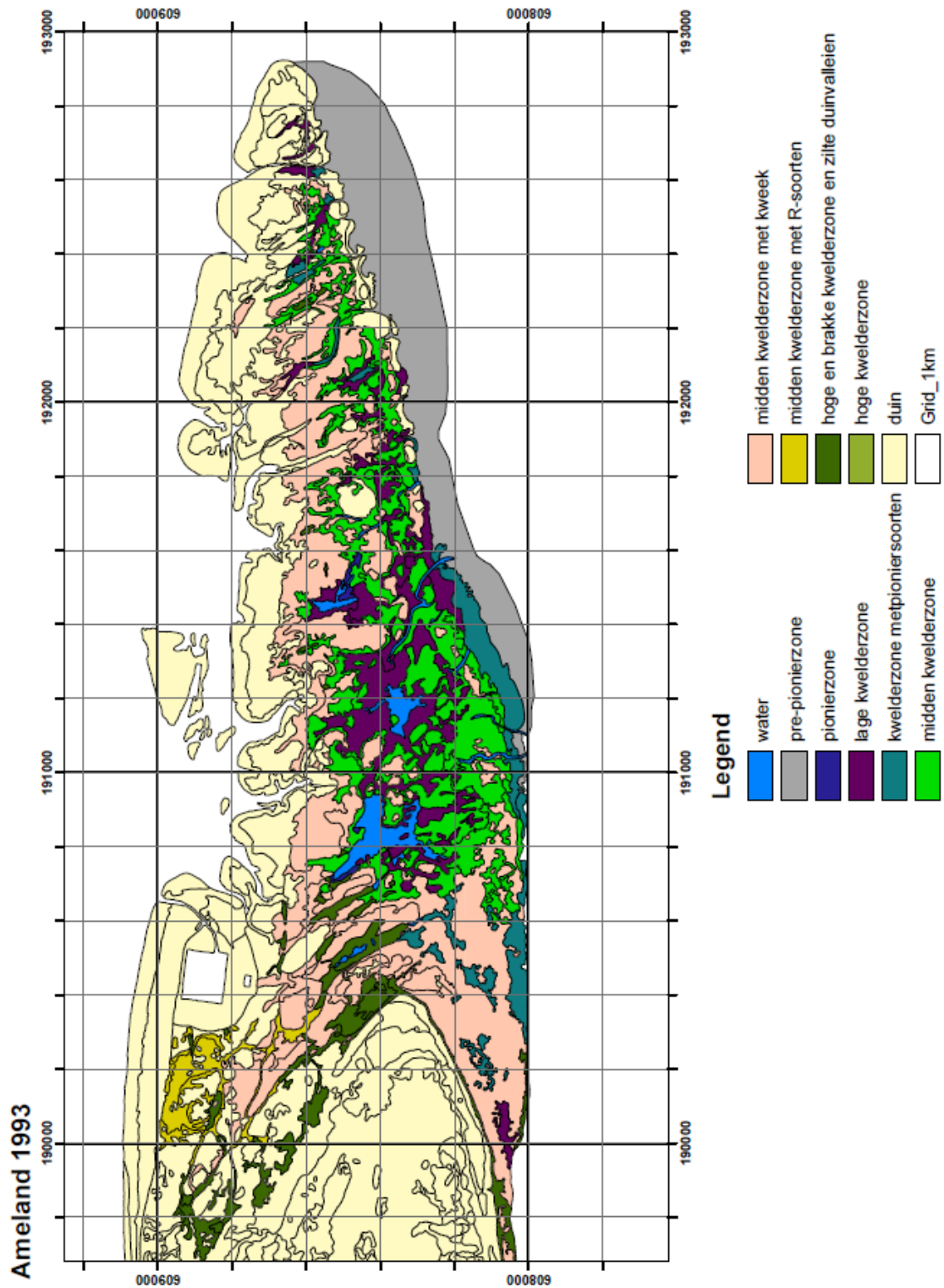
Figuur 3.1.30 Zonering en climax-vegetaties op Neerlands Reid 2003. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on Neerlands Reid 2003. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



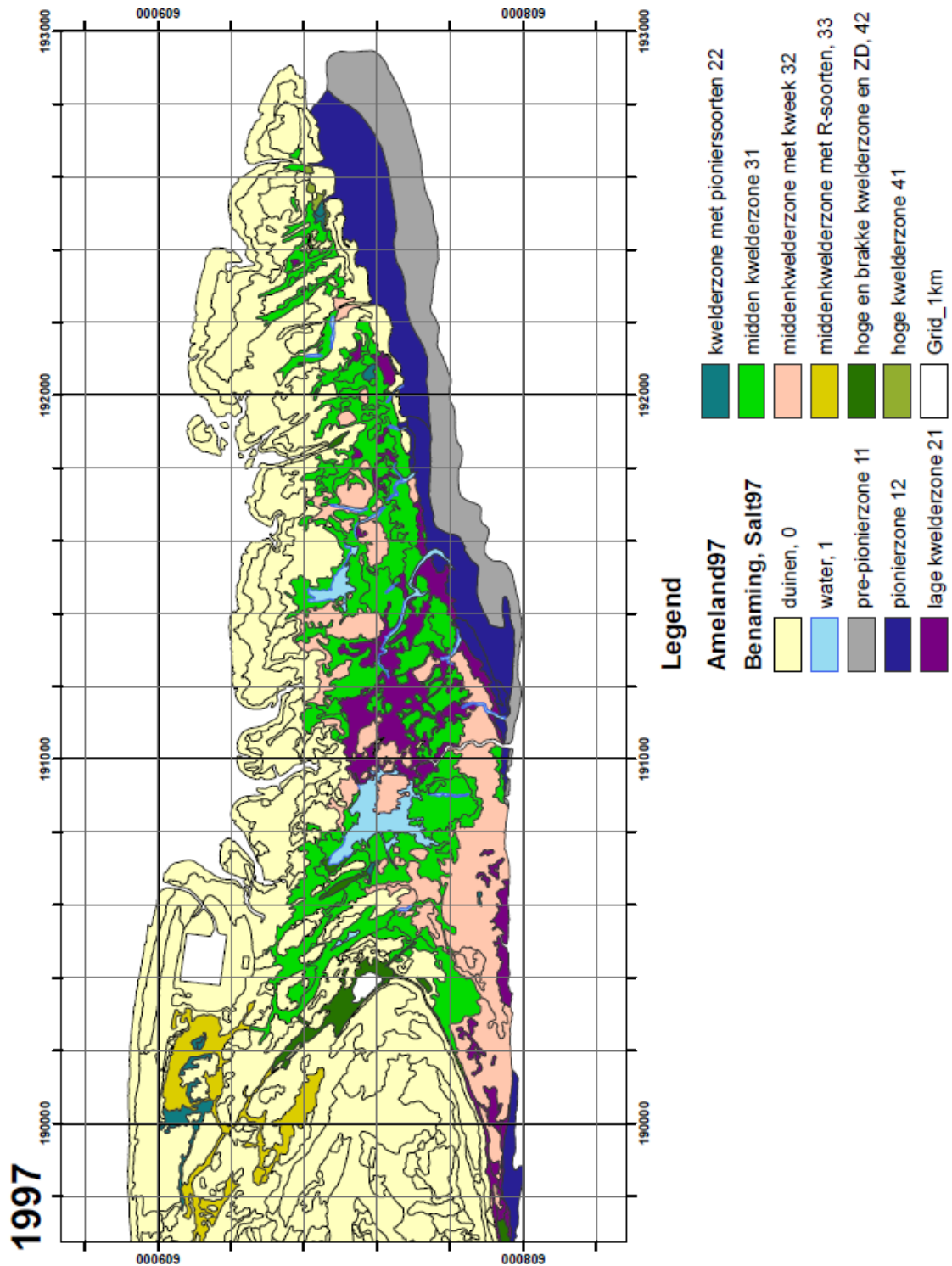
Figuur 3.1.31 Zonering en climax-vegetaties op Neerlands Reid 2009. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID. Salt marsh zones and climax vegetation on Neerlands Reid 2009. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



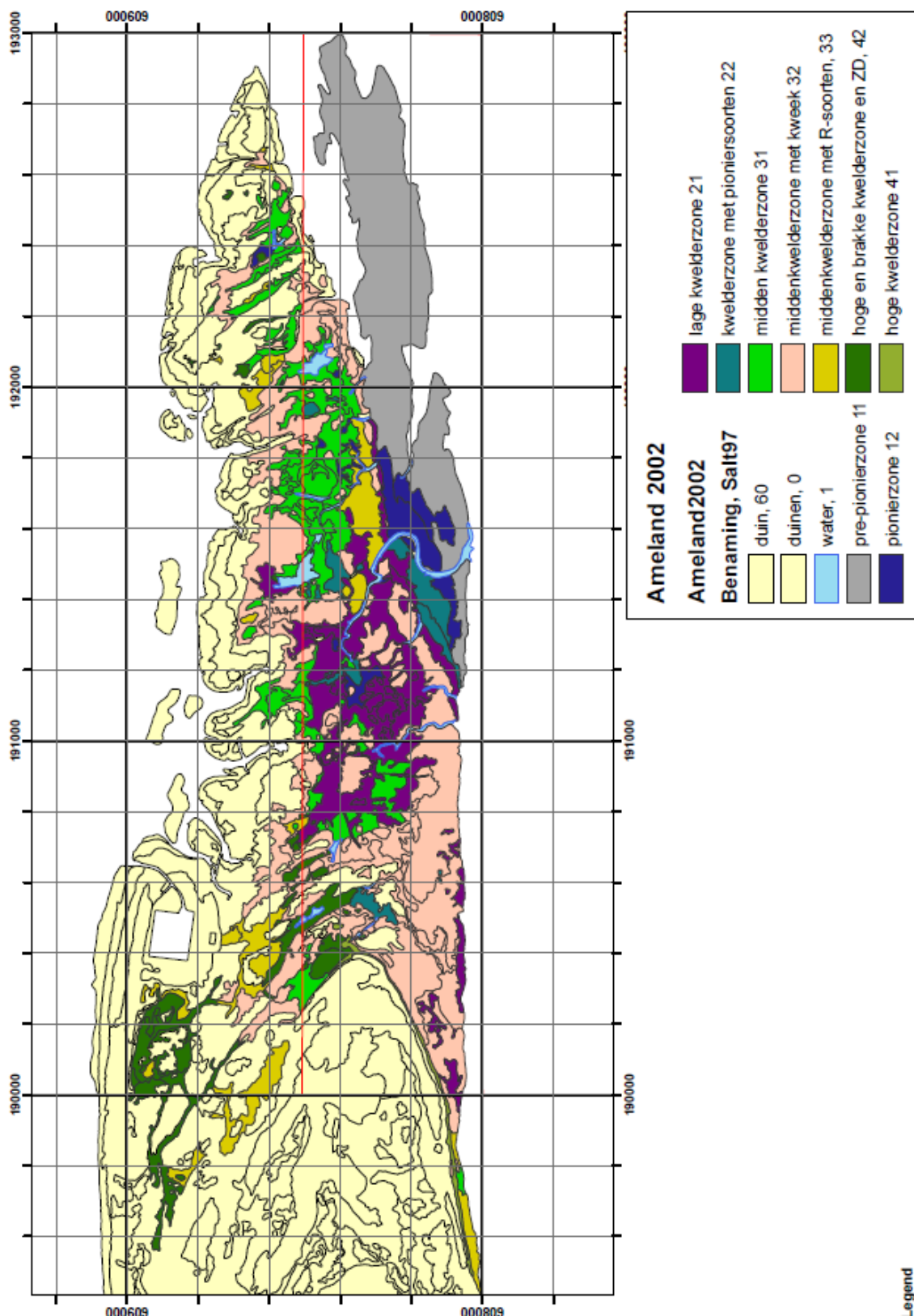
Figuur 3.1.32 Zonering en climax-vegetaties op De Hon 1988. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on the Hon 1988. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



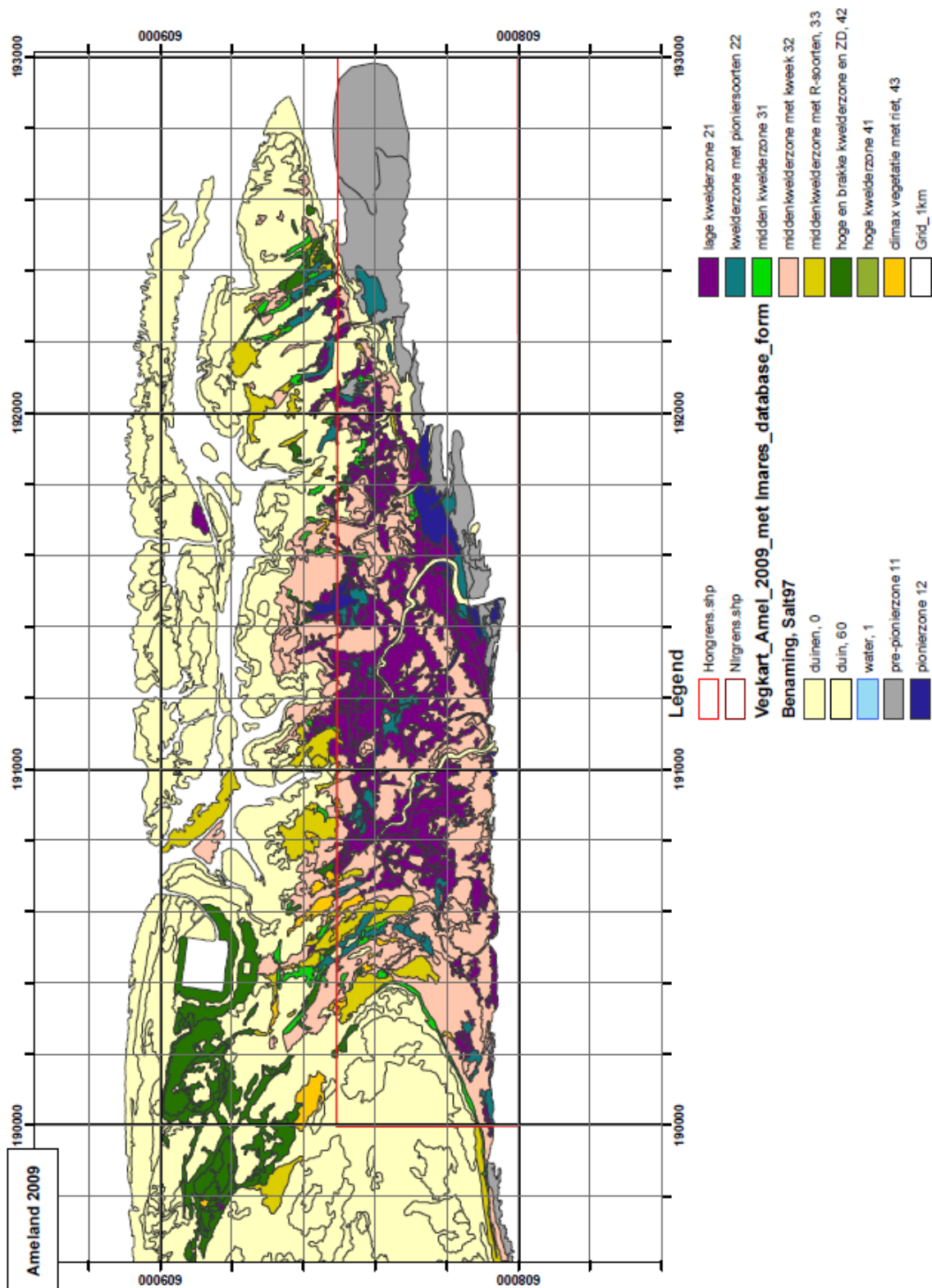
Figuur 3.1.33 Zonering en climax-vegetaties op De Hon 1993. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on the Hon 1993. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.



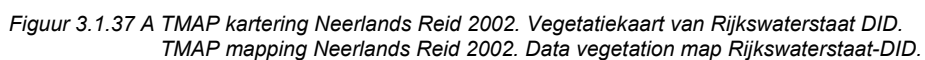
Figuur 3.1.34 Zonering en climax-vegetaties op De Hon 1997. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on the Hon 1997. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.

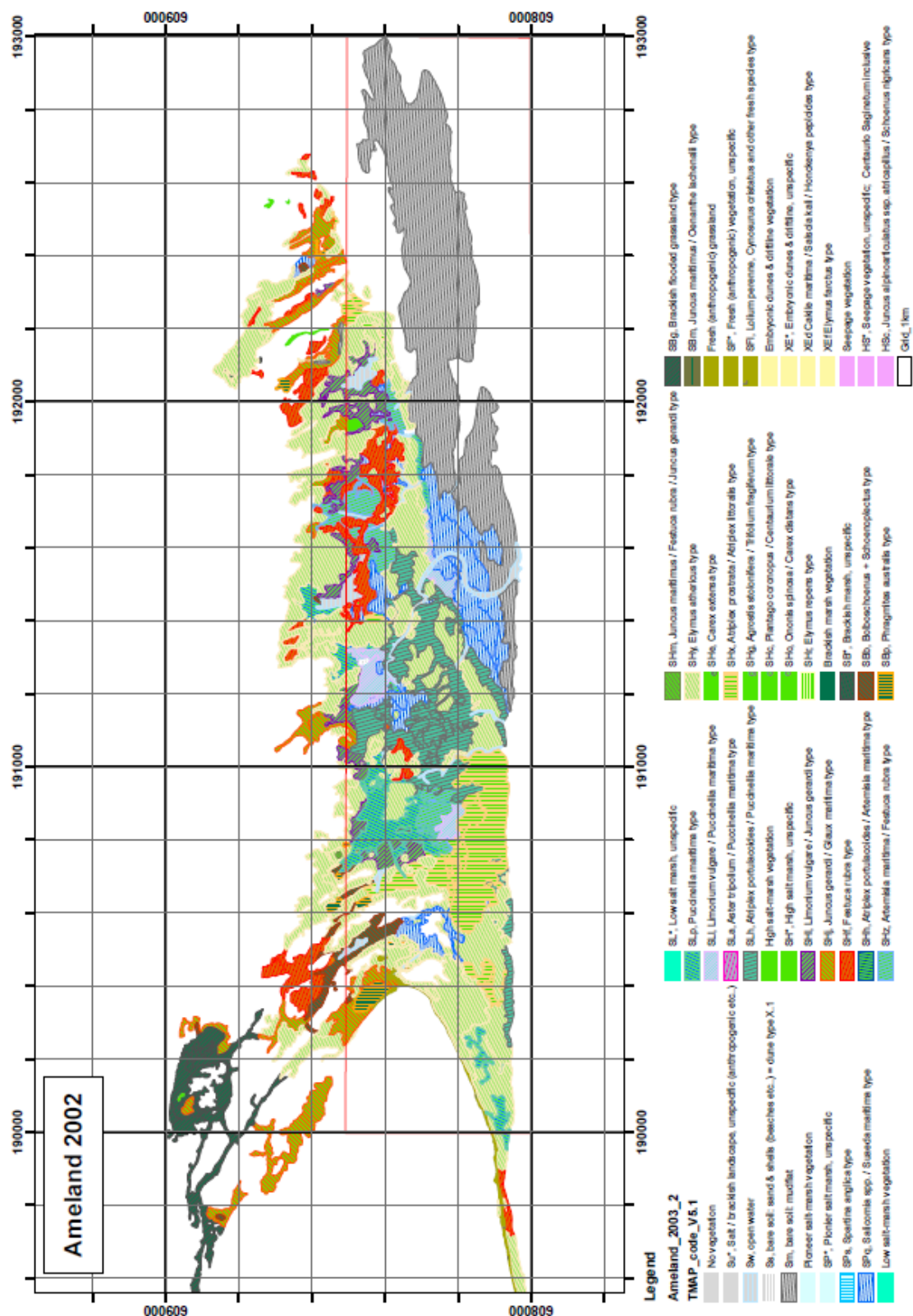


Figuur 3.1.35 Zonering en climax-vegetaties op De Hon 2003. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on the Hon 2003. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.

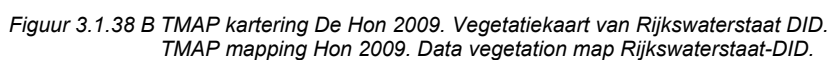


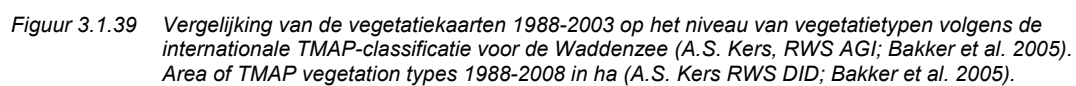
Figuur 3.1.36 Zonering en climax-vegetaties op De Hon 2009. Op basis van vegetatiekaart Rijkswaterstaat DID.
Salt marsh zones and climax vegetation on the Hon 2009. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.





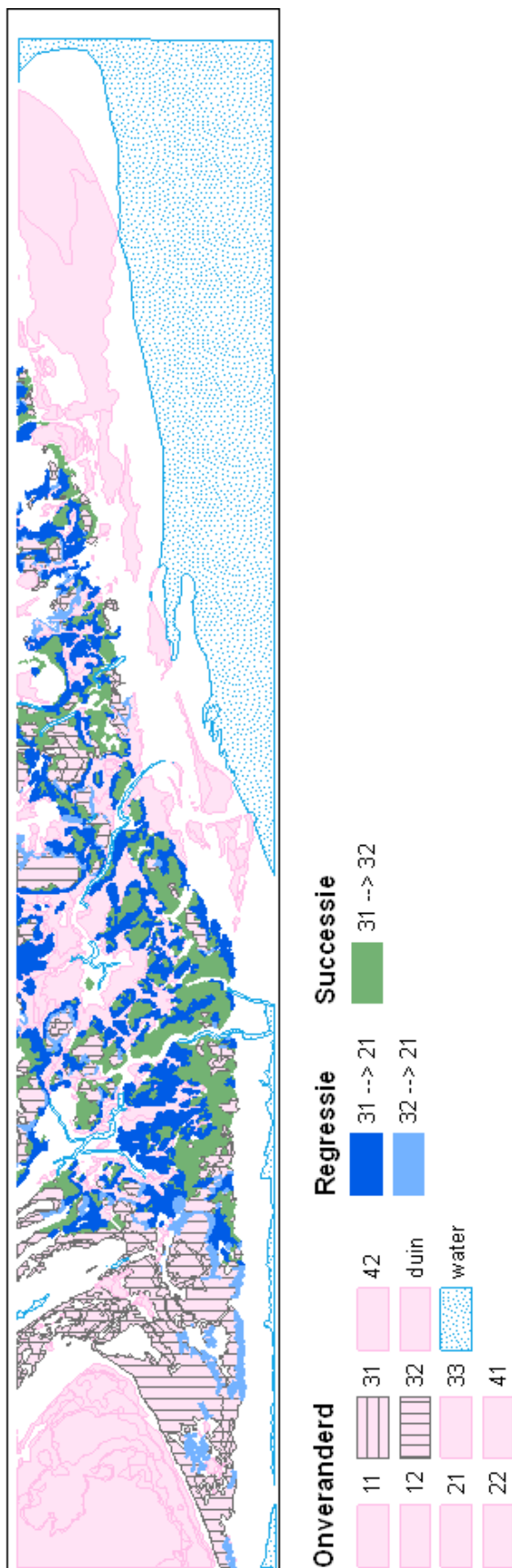
Figuur 3.1.38 A TMAP kartering De Hon 2003. Vegetatiekaart van Rijkswaterstaat DID.
TMAP mapping Hon 2003. Data vegetation map Rijkswaterstaat-DID.





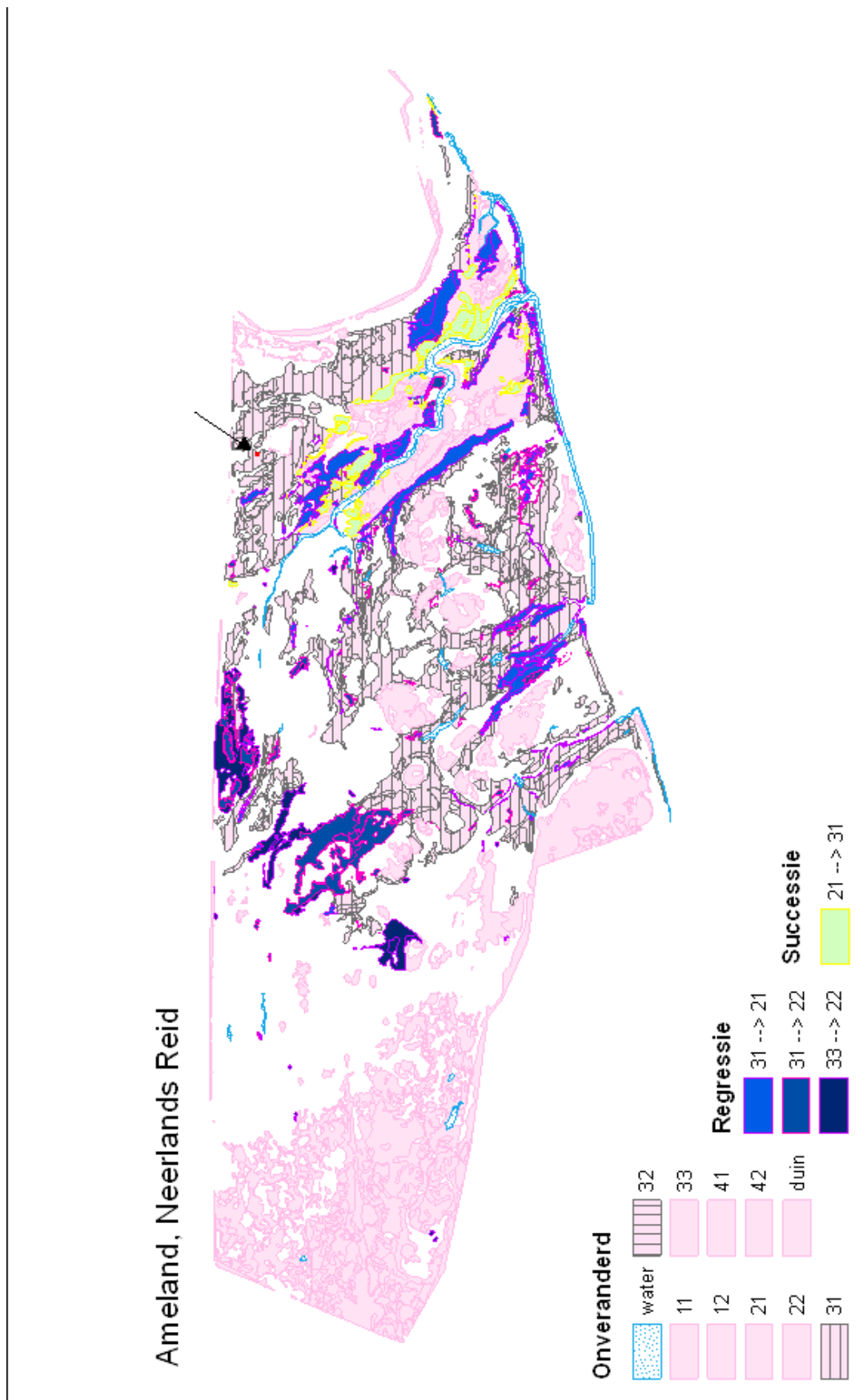


Ameland, De Hon

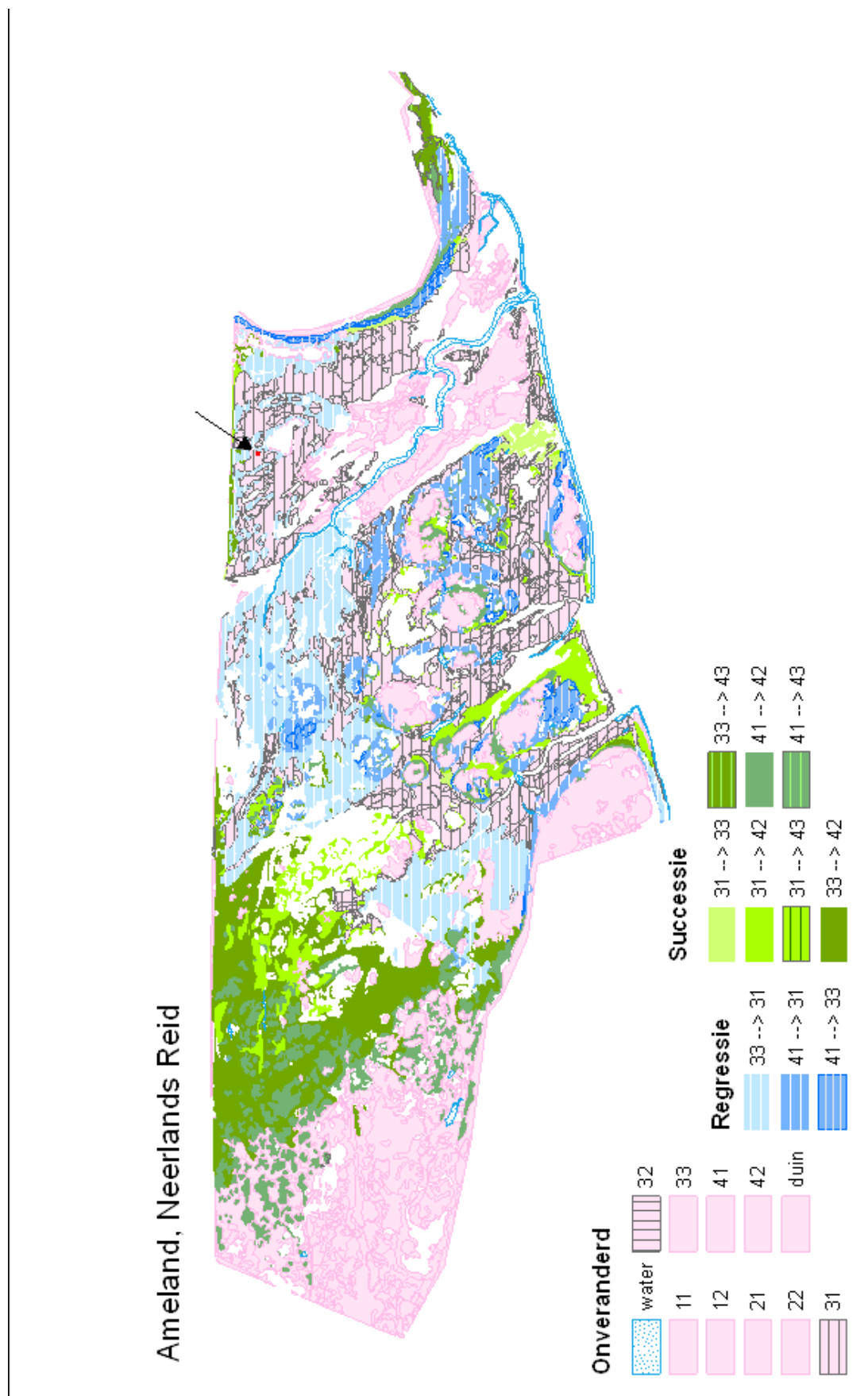


Figuur 3.1.40 A Veranderingen van vegetatiezones en climaxvegetaties tussen 1993 en 2009 op de kwelder De Hon op Ameland.

Changes in salt marsh zones and climax vegetation 1993-2009, Hon Ameland.

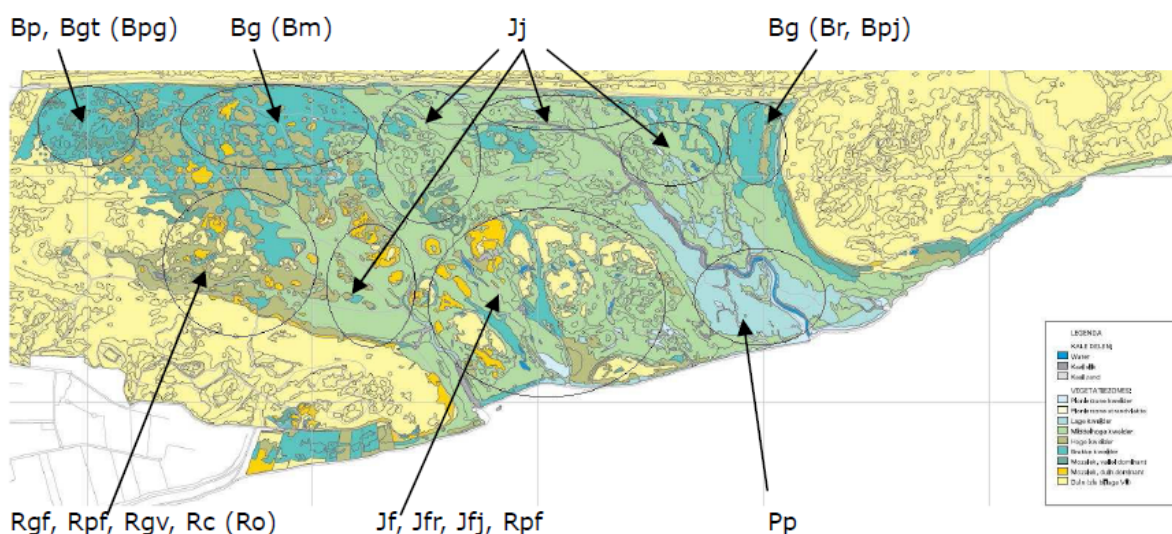


Figuur 3.1.40B Veranderingen van lage en midden kwelderzones en climaxvegetaties tussen 1993 en 2009 op de kwelder Neerlands Reid op Ameland. Pijl naar rode punt = PQ 3.21.
Changes in low- and middle vegetation zones 1993-2009, Neerlands Reid Ameland. Red dot = plot 3.21.



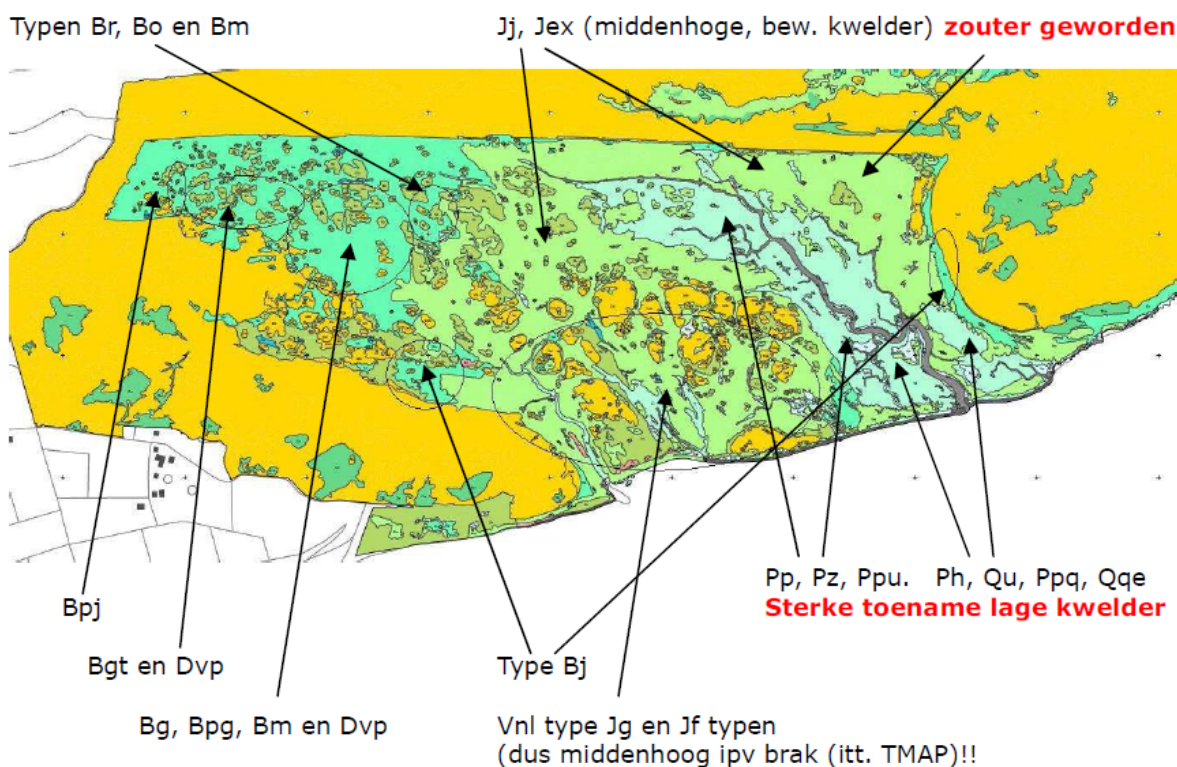
Figuur 3.1.40 C Veranderingen van midden en hoge kwelderzones en climaxvegetaties tussen 1993 en 2009 op de kwelder Neerlands Reid op Ameland. Pijl naar rode punt = PQ 3.21.
Changes in middle- and high vegetation zones 1993-2009, Neerlands Reid Ameland. Red dot = plot 3.21.

Zone kaart 2002 (SALT2008)



Figuur 3.1.41 A Zone kaart 2002 (SALT2008). Bas Kers pers. comm.
Zonation in 2002 (Salt2008 classificaton; Bas Kers pers. comm.).

Zone kaart 2009 (SALT2008)



Figuur 3.1.41 B Zone kaart 2009 (SALT2008). Bas Kers, pers. comm.
Zonation in 2009 (Salt2008 classificaton; Bas Kers pers. comm.).

3.1.4.3. Kwelderplasjes en kliferosie

Een theoretische onderbouwing van de vorming van kreken en plasjes en de referentiewaarden staat in [hoofdstuk 3.1.2.3](#). De kwelderplasjes op Neerlands Reid zitten met een aandeel van 1,5 % van het kwelderareaal ver onder de referentiewaarde, op De Hon met een aandeel van 6 % op de referentie (Reents 1995; Reents et al. 1999).



De kreek die de verbinding vormt tussen een plas ten noordwesten van transect 9 en het wad direct ten zuidoosten van transect 9 is geblokkeerd. De blokkering zit op de plaats waar in 1982 een zandpersleiding over de kwelder van De Hon heeft gelegen om de ringdijk rond de NAM-locatie op te spuiten (www.waddenzee.nl/Foto_archief.2240.0.html). Op een luchtfoto van 1984 is het tracé van de persleiding zichtbaar (onbegroeid), en de kreek is nog aanwezig. Op luchtfoto's van 1993 en 1997 is het tracé nog nauwelijks zichtbaar (begroeid), maar de kreek zit ter plaatse van het tracé dicht. Ontwatering is een key-factor in de ontwikkeling van kwelders. Het blokkeren van de kreek op deze plaats heeft rechtstreekse gevolgen gehad voor de ontwatering van de PQ's 9.9, 9.10, 9.11 en 9.12 (Eysink et al. 2000; Dijkema et al. 2005 c; [tabel 3.1.4](#)):

- PQ 9.11 is deel gaan uitmaken van de genoemde plas en dat is primair veroorzaakt door de kreekblokkering ([figuur 3.1.32 – 3.1.36 en 3.1.42](#)).
- De PQ's 9.10 en 9.12 vertonen lichte verschijnselen van regressie van de vegetatie, met zeer opvallend de toename van Lamsoor (= verjonging). Waargenomen is dat dit gebied 's winters langdurig onder water staat.
- PQ 9.9 er direct naast ligt ook nog onder invloed van de kreekblokkering. De elders gelegen PQ 9.5 kan een antwoord geven op de vraag of veranderingen in de vegetatie aan de kreekblokkering of aan bodemdaling moet worden toegeschreven. PQ 9.5 ligt 2 cm lager dan PQ 9.9, 6 cm onder de ondergrens van de midden kwelderzone, op een oeverwal en vertoont veroudering van de vegetatie; PQ 9.9 ligt 8 cm onder de ondergrens van de midden kwelderzone, op een oude oeverwal en heeft een stabiele vegetatie. De maaiveldhoogte, de ligging net onder de midden kwelderzone, de drainage en de bodemdaling zijn in beide PQ's gelijk. De kreekblokkering is het enige verschil en is daarom de meest waarschijnlijke oorzaak van het verschil in de vegetatie-succesie.

De regressie van de PQ's 9.10 - 9.12 wordt toegeschreven aan blokkering van de kreek naar het naastgelegen plasje (Eysink et al. 2000; Dijkema et al. 2005 c). Maar hoe zit het met het effect van bodemdaling op de plasvorming? Om dat te toetsen is in 2004 de veel grotere plas één kilometer west daarvan bekeken, Z-ZW van het baken op De Hon ([figuur 3.1.33 – 3.1.36 en 3.1.43](#); zie ook Slim et al. 2011). Deze plas ligt nagenoeg in het hart van de bodemdalingsschotel (plasje bij transect 9 had toen 21 cm bodemdaling, de grote plas west daarvan 24 cm). Op de luchtfoto's t/m 1997 was deze plas een grote kale wadvlakte met een bruine diatomeeënlaag. Het beeld van deze grote kwelderplas west van raai 9 is in september 2004 geschetst en is in 2009 nog hetzelfde:

- Rond 2000 heeft een bestaande kreek door terugschrijdende kreekerosie een verbinding gemaakt met de grote kwelderplas (in aanzet al te zien op de luchtfoto van 1997). Deze gehele voormalige plas is nu een kwelder met vertakte kreek en een pionierzone met dichte vegetatie.
- Er is daarna in tegenstelling met het plasje bij transect 9 aanvoer van zeewater plus sediment en afvoer van water.
- Deze gehele voormalige plas is nu een kwelder met vertakte kreek en een pionierzone met dichte vegetatie van vooral Zeekraal en Zeeaster ([figuur 3.1.43](#)).
- Bodemdaling kan aan dat proces hebben bijgedragen, want door de grotere komberging van de plas zal een kreek beter gaan functioneren.

Er is dus aanvullend bewijs voor de oude conclusie over de **effecten van kreekblokkering** op de PQ's 9.10-9.12. Met behulp van de nieuwste vegetatiekaarten van RWS-DID is de ontwikkeling van deze twee plassen op De Hon in de tijd vergeleken. De betreffende kaartvlakken zijn op de oorspronkelijke kaartserie 1988-2009 van RWS-DID goed herkenbaar. De kleine kwelderplas bij transect 9 meet in 2003 en 2009 0,6 ha en is voor 90% onbegroeid. De grote kwelderplas Z-ZW van het baken op De Hon meet 2,4 ha en het areaal onbegroeid is in 1988 en 1997 respectievelijk 100% en 65%, en na de kreekvorming rond 2000 in beide opnamejaren 2003 en 2009 10% ([hoofdstuk 3.1.4.1](#)).



*Figuur 3.1.42 Plasjes door afgedamde kreek bij PQ 9.10-9.12 op De Hon (maart 2004).
Pools due to blocked creek. Near plots 9.10-9.12, Hon (March 2004).*



Figuur 3.1.43 Voormalige kwelderplas op De Hon west van raai 9 (september 2004).
Former pool west of transect 9, Hon (September 2004).

Over de **kliferosie op Ameland** is gerapporteerd door Sanders et al. (2005) en Slim et al. (2011; [hoofdstuk 2.7](#)). Zie over het algemene proces van kliferosie [hoofdstuk 3.1.2.2](#). Uit luchtfoto-analyses is gevonden dat de kliferosie langs de Oerderduinen en De Hon eerder is begonnen dan de bodemdaling. De kliferosie op Ameland is **afgenomen van 2,4 m/jaar in de jaren 80 van de vorige eeuw, 1,4 m/jaar in de jaren 90 naar 0,7 m/jaar in het nieuwe millennium; dat zijn totale areaalverliezen per decennium afnemend van 55 ha, 29 ha naar 13 ha** (Slim et al. 2011). Kliferosie kan versnellen als het voorliggende wad verlaagd. Hiervoor is de belangrijkste factor de snelheid van bodemdaling, niet de einddaling. Tegelijkertijd vindt aan de **wadkant** van het midden van De Hon tijdens de huidige bodemdaling successie naar een **nieuwe kwelder** plaats door instuiven van zand, opslibbing en kreekvorming (ca. 10 ha; [hoofdstuk 3.1.4.1](#)). Aan de **duinkant** is de kweldervegetatie in de **duinvallei** bij de locatie als gevolg van bodemdaling ca. 10 ha uitgebreid (Slim & Van Dobben 2011; [hoofdstuk 4.4](#)).

3.1.4.4. Vegetatiekaarten kwelders elders zonder bodemdaling

Rijkswaterstaat-DID maakt in het programma VEGWAD vegetatie-karteringen van alle kwelders en schorren in Nederland. Om de kwelders van Ameland in hun context te plaatsen zijn in [figuur 3.1.44](#) en [3.1.45](#) de resultaten van 30 jaar vegetatiekarteringen van kwelders en schorren in Nederland samengebracht (Dijkema et al. 2005 a, b; Dijkema et al. 2007; Esselink et al. 2009; Dijkema et al. 2010 a, b). **Algemene conclusies** uit de vegetatiekaarten zijn:

- 1 Enerzijds blijkt de verdeling van de vegetatiezones **zeer gevarieerd** te zijn. Voor bepaalde kwelders/schorren zoals de oostelijke Waddenzee en de Oosterschelde neemt de biodiversiteit in vegetatiezones in de periode 1980-2000 toe.
- 2 Anderzijds neemt op diverse kwelders/schorren het **areaal climaxvegetaties** in de karterperiode toe. Dat geldt voor Zeekweek in vrijwel alle voorbeelden van [figuur 3.1.44](#) en [3.1.45](#) in de Waddenzee en de Oosterschelde.

Enige opvallende **conclusies per locatie** uit de vegetatiekaarten:

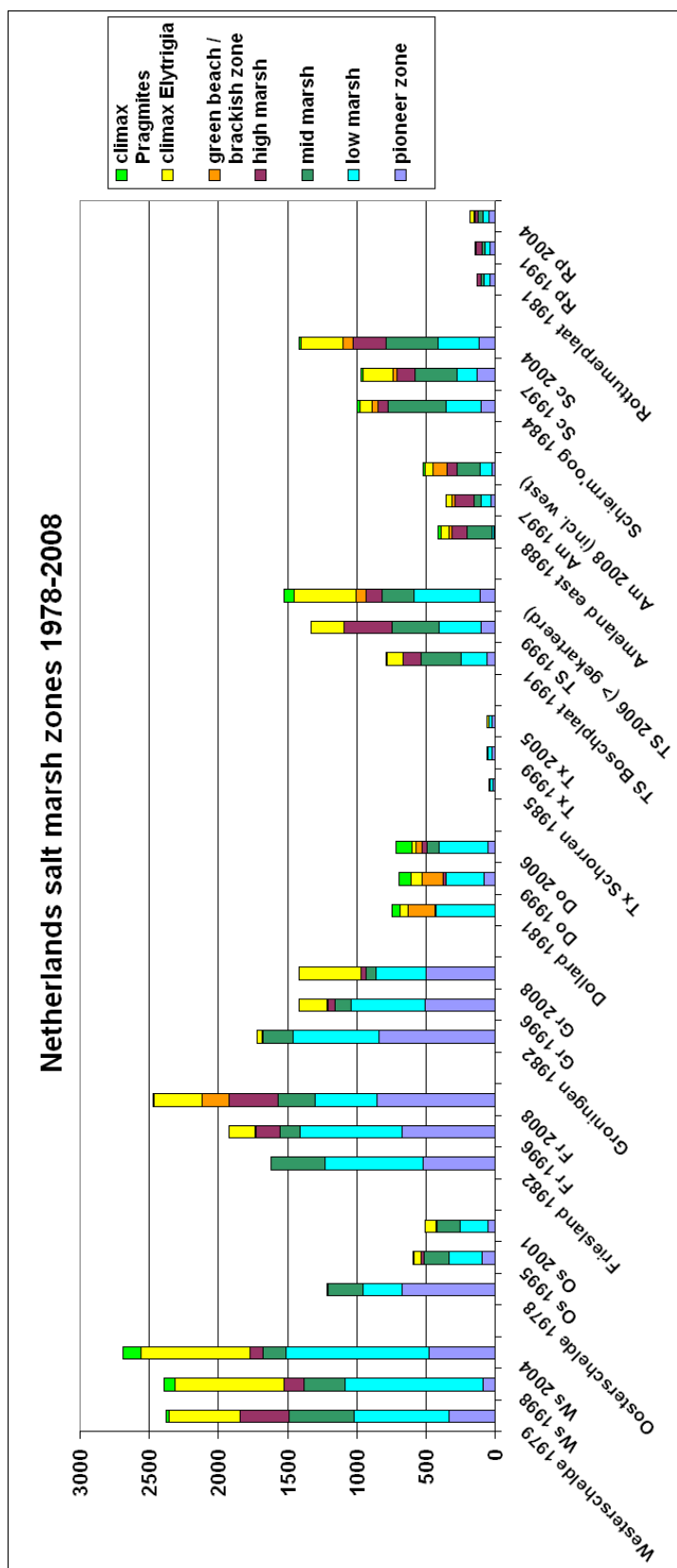
- De verdeling van de vegetatiezones en climax-vegetaties is **zeer gevarieerd**.
- Anderzijds neemt op diverse kwelders het **areaal climax-vegetatie** (Zeekweek) toe, waardoor de biodiversiteit op termijn zal afnemen.
- Op de **eilanden** nemen de midden/ hoge kwelderzones af en langs het **vasteland** de lage kwelderzones.
- Op de **eilanden** Texel, Terschelling, Schiermonnikoog en Rottumerplaat neemt Zeekweek toe, het sterkst op de Boschplaat Terschelling met de oudste stuifdijk.
- Op oost **Ameland** wordt de veroudering naar de climax-vegetatie Zeekweek geremd door intensieve beweiding (Vennoot Neerlands Reid) en door bodemdaling (De Hon).
- Langs de **Groninger** en **Friese** kwelderwerken (Dijkema et al. 2010 a) en in de **Peazemerlannen** (Van Duin et al. 2011) neemt de climax Zeekweek sterk toe als gevolg van opslibbing en natuurlijke successie (veroudering) in combinatie met geen of te weinig beweiding.
- In de **Dollard** neemt Kweek af en neemt Riet heel geleidelijk toe. Oorzaak is het stabiele beweiding-beheer door de oevereigenaren en Het Groninger Landschap en op het deel van GL tevens natuurlijke vernatting door stoppen van het greppelonderhoud (Esselink 2000).
- Op de **Schiermonnikoog** en in **Westerschelde** is de opmars van Zeekweek gestopt doordat eerder geschikte habitats tegen de stuifdijk natter worden (Oosterkwelder, Veeneklaas et al. in prep., mond. med. Prof. J.P Bakker, RUG) of doordat geschikte habitats op oeverwallen vol zijn (Saeftinge, mond. med. Dick de Jong, RWS).
- In de **Oosterschelde** neemt Zeekweek overduidelijk toe. Oorzaak lijkt de verdroging van de schorren door reductie van de getijhoogtes als gevolg van de stormvloedkering (De Jong & Van der Pluijm 1994).

In het algemeen is het vooruitzicht dat met het ouder worden van de huidige kwelders en schorren en bij ongewijzigd beheer het aandeel climaxvegetaties zal toenemen tot een toestand waarin de biodiversiteit in vegetatiezones weer zal afnemen.

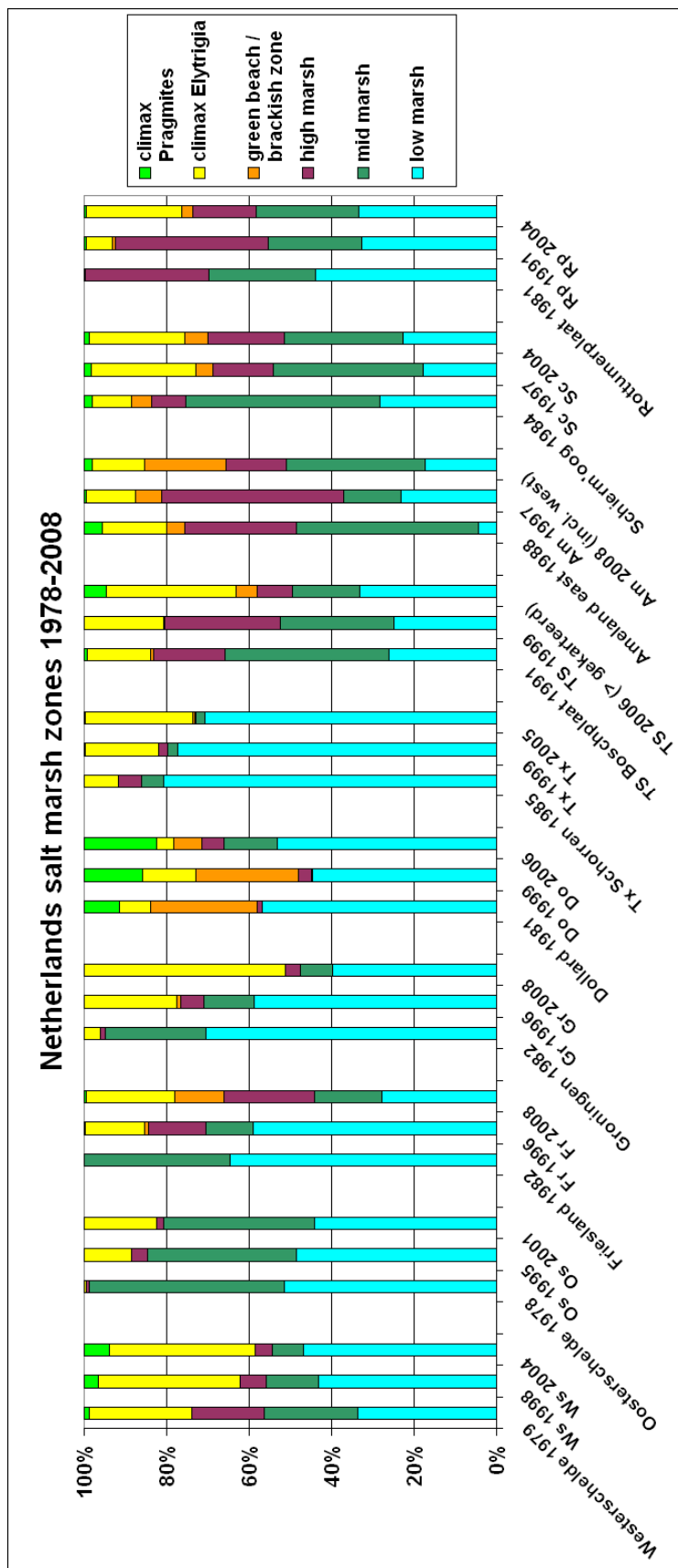


Zonering en mineralisatie

- Een proces dat bij veroudering een belangrijke rol speelt is **mineralisatie** (Van Wijnen 1999; Kiehl et al. 2001). In jonge kwelders is de hoeveelheid voor planten beschikbare stikstof in gelijke mate afkomstig van mineralisatie, depositie uit de lucht en opname uit de Waddenzee; in oudere kwelders neemt vooral de mineralisatiesnelheid toe (Van Wijnen & Bakker 2000). In absolute zin neemt de hoeveelheid stikstof met de leeftijd op zowel lage als hoge kwelders toe. In relatieve zin neemt het aandeel van de mineralisatie vooral op hoge kwelders toe.
- De effecten van **getijreductie** op de schorvegetatie in de **Oosterschelde** wijzen er op dat de toename van mineralisatie mede wordt bepaald door verdroging. In vele kommen zijn de climaxplanten Gewone zoutmelde en Zeekweek toegenomen (De Jong & Van der Pluijm 1994). Dus toch een zoneringseffect?
- **Samengevat** wordt de kwelder hoger en droger door opslibbing, mineraliseert de organische stof en veroudert de vegetatie (Van Wijnen 1999; Van Wijnen & Bakker 2000). In de Oosterschelde zou ditzelfde proces versneld kunnen zijn door verlaging van de getijstanden (De Jong & Van der Pluijm 1994).
- Zou het omgekeerde ook het geval zijn? Het is mogelijk dat bodemdaling indirect veroudering door Zeekweek tegengaat door **afremming van de mineralisatie** in de bodem (het tegengestelde proces van de Oosterschelde). Bodemrijping wordt echter algemeen als niet reversibel verondersteld (De Jong & Van der Pluijm 1994).
- In de huidige ontwikkeling op Rattekaai (kom van de Oosterschelde) kwam in de lagere kommen door een **grotere aëratie** van de bodem eerst op grote schaal de oeverwalplant Zoutmelde op. Dat was een gevolg van de getijreductie waardoor krimpscheuren tot 40 cm en meer diepte optraden (De Jong mond. med.). De laatste paar jaar komt Spartina langzaam terug en verdringt Zoutmelde geleidelijk. Volgens De Jong komt dat omdat de bodem geleidelijk weer dichtslibt en daardoor **gereduceerder en natter** is geworden. Naast overspoelingsfrequentie speelt dus de bodemaëratie een belangrijke rol. Zou zowel bij de processen in de Oosterschelde als op Ameland **de sleutel bij mineralisatie** liggen, die op zijn beurt weer in hoge mate **wordt bepaald door de aëratie**?



Figuur 3.1.44 Verdeling van de zones en climax vegetaties op de grotere kwelders en schorren in Nederland. Op basis van vegetatiekaarten van RWS-DID 1978-2008 (vereenvoudigde classificatie Dijkema et al. 2005 a, b). Pionierzones van luchtfoto's; Waddenzee bedekking > ca. 5 %; pionierzones ZW Nederland bedekking > 0,1 %. Vastelandkwelders = boerenkwelders + kwelderwerken (zonder zomerpolders). Boschplaat 700 ha groter gekarteerd polygoon in 2006.
Area of vegetation zones and climax vegetation on larger salt marsh sites in The Netherlands. Data vegetation maps Rijkswaterstaat DID 1978-2008.



Figuur 3.1.45 Verdeling van de zones en climax vegetaties op de grotere kwelders en schorren in Nederland. Op basis van vegetatiekaarten van RWS-DID 1978-2008 (vereenvoudigde classificatie Dijkema et al. 2005 a, b). Pionierzones van luchtfoto's; Waddenzee bedekking > ca. 5 %; pionierzones ZW Nederland bedekking > 0,1 %. Vastelandkwelders = boerenkwelders + kwelderwerken (zonder zomerpolders). Boschplaat 700 ha groter gekarteerd polygoon in 2006.
Area of vegetation zones and climax vegetation on larger salt marsh sites in The Netherlands. Data vegetation maps Rijkswaterstaat DID 1978-2008.

3.1.4.5. 0-referentie-Schiermonnikoog

In 2005 is door de auditors gevraagd om een 0-referentie voor de kweldermonitoring op Ameland. Eind 2008 is een onderzoek gestart waarin Ameland wordt vergeleken met de 0-referentie Schiermonnikoog. Dit eiland is gekozen aangezien daar al veel onderzoek is gedaan door de Rijksuniversiteit Groningen. Met de vergelijking wordt gekeken of eventuele effecten van bodemdaling op de vegetatie en op de sedimentatie over het hoofd zijn gezien. De kwelder op Schiermonnikoog is in de loop van de jaren in oostelijke richting aangegroeid. Het meest oostelijke gedeelte is het jongst en hoe westelijker hoe ouder de kwelder (Olff et al. 1997). Dit hoofdstuk loopt vooruit op een proefschrift over dit onderwerp ([bijlage 3.1 H](#)). Het is een voorlopige vergelijking met de onbeweide kwelder op Schiermonnikoog die dezelfde leeftijd heeft als De Hon. Dit onderzoek loopt en de effecten van de bodemdaling op de vegetatie en de sedimentatie zullen beter worden uitgediept.

Hypothesen

Als gevolg van bodemdaling wordt verwacht dat de maaiveldhoogte van De Hon lager ligt dan Schiermonnikoog en dat dit deels wordt opgeheven door een dikkere kleilaag. De hoogteligging wordt daarom opgedeeld in de **maaiveldhoogte** en de **basishoogte** van de zandondergrond onder de kleilaag (= maaiveldhoogte – kleilaag). Ook wordt verwacht dat een dikkere kleilaag op Ameland vooral het drainage systeem volgt, waarbij langs de wadrand en de slenken meer klei is afgezet dan op Schiermonnikoog. Een complicatie van de 0-referentie is dat de betreffende kwelder op Schiermonnikoog dichter bij het wantij ligt dan die op Ameland en daardoor meer opslibbing heeft. Dit probleem wordt ondervangen door metingen aan de hoeveelheid sediment in het inkomende water. Verwacht wordt dat op Schiermonnikoog meer sediment beschikbaar is terwijl op Ameland de opslibbing wordt bevorderd door de lagere ligging. Verwacht wordt dat de vegetatie met de daling is meegezakt en dat de vegetatie-typen die bij de verschillende zones horen op Ameland lager zullen voorkomen dan op Schiermonnikoog.

Voorlopige vergelijking

In eerste instantie lijken er geen grote verschillen tussen De Hon en Schiermonnikoog te bestaan. **De Hon ligt in zijn geheel lager dan de kwelder op Schiermonnikoog, zowel de basishoogte als de maaiveldhoogte. Er is geen (significant) verschil in de dikte van de kleilaag.** Bij opdeling van de kwelder in de zones lijkt de middenkwelder af te wijken van de andere zones doordat hier wel een verschil in de kleilaag is ([tabel 3.1.9](#)). Of dit verschil blijft bestaan in vervolg analyses en de verklaring hiervoor wordt in het proefschrift ([bijlage 3.1 H](#)) verder onderzocht.

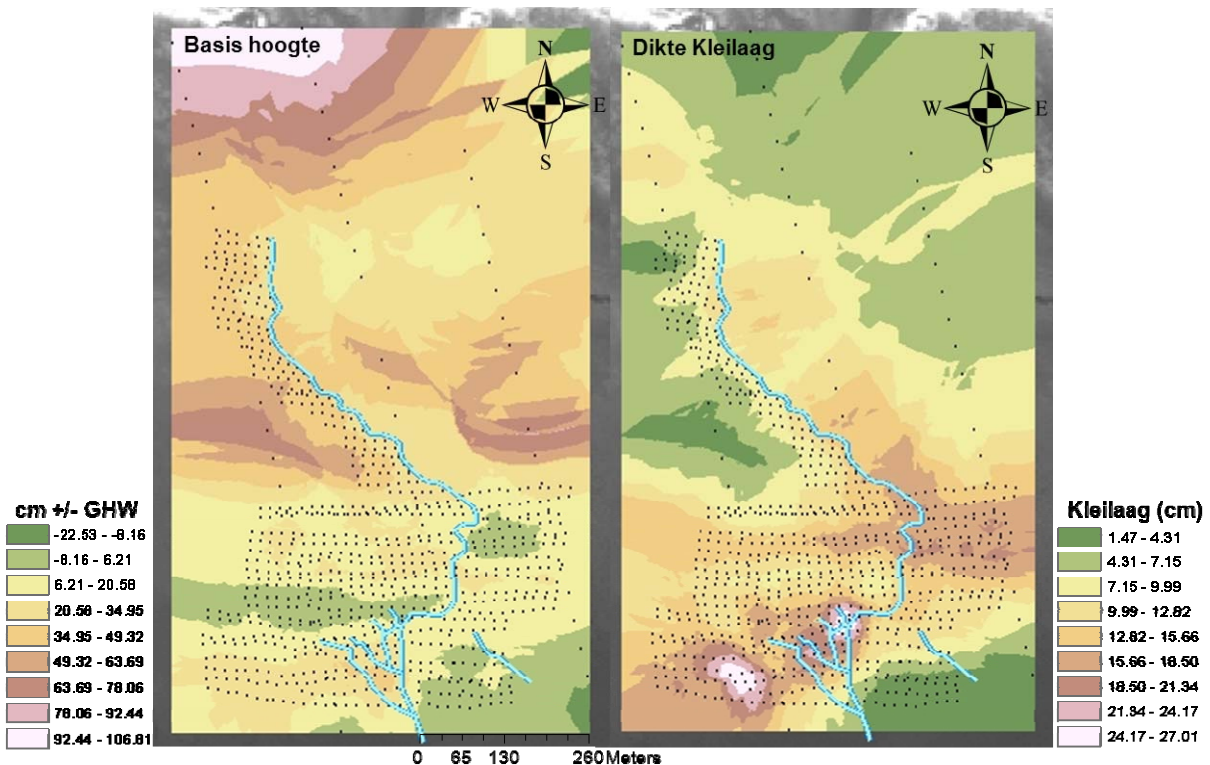
Tabel 3.1.9 Hoogte van maaiveld, basishoogte en dikte van de kleilaag op Ameland en Schiermonnikoog, met gemiddelde hoogte /kleilaag dikte per eiland en aanduiding van de mate van significantie van de verschillen (Wilcoxon rank test). De test is uitgevoerd per vegetatie zone en voor de totale kwelder (n=Ameland; Schiermonnikoog). Opdeling hoge, midden en lage kwelder en pionier zone is gebaseerd op vegetatietype.
Surface elevation, base elevation and clay-thickness on Ameland and Schiermonnikoog.

	maaiveldhoogte		Basis hoogte		Kleilaag	
	W	p-waarde	W	p-waarde	W	p-waarde
Gehele kwelder	5771,5	1,6e-8***	6102	2,5e-7***	10643	0,17
Hoge kwelder	141,5	1,6e-8***	198	3,6e-7***	757	0,67
Middenkwelder	189	0,006**	227	0,032*	223,5	0,028*
Lage kwelder	309	7,7e-5***	315	1,0e-4***	685	0,92
Pionier zone	13	0,048*	7	0,01*	23	0,35

Drainage

Op Schiermonnikoog is bij de 7^e slenk gekeken naar de relatie tussen de invloed van de afstand tot slenk en wadrand en de sedimentatie ([figuur 3.1.46](#)). De gekozen slenk bevindt zich in het gebied dat vergelijkbaar is met De Hon. Daarnaast heeft deze slenk geen verbinding met de Noordzee wat ook vergelijkbaar is met de situatie op De Hon. De invloed van de wadrand neemt duidelijk af naarmate de afstand groter wordt. Voor de slenken is een onderscheid gemaakt in eerste orde slenk en hogere orde slenken (zie [hoofdstuk 3.1.2.3](#)). De invloed van de afstand van de hogere orde slenken op de slibafzetting is veel groter dan de invloed van de eerste orde slenk. Dit is consistent met onderzoek van Bartholdy et al. (2010 b). Zijslenken zorgen voor de mogelijkheid van aanvoer van meer sediment over een grotere oppervlakte van

de kwelder. De betere mogelijkheid voor de afvoer van water gaat tegelijkertijd vernatting tegen. In het geval van de 7^e slenk op Schiermonnikoog liggen de hogere orde slenken aan de west kant van de slenk en vooral in de lagere kwelder vrij dicht bij de wadrand. Aan de oostkant van de 7^e slenk is dan ook meer opslibbing verder van de kwelderrand dan aan de westkant. De zijslenken hebben in dit geval hetzelfde effect als oeverwallen (Temmerman et al. 2004). De vegetatie remt de stroomsnelheid zodanig af dat het meeste (grovere) sediment bezinkt en dat geldt ook voor zeewater dat via de kwelderrand de kwelder opstroomt. Hierdoor is er minder sediment beschikbaar voor verder gelegen delen van de kwelder en kan daar makkelijker vernatting ontstaan.



Figuur 3.1.46 Interpolatie van de basis hoogte ten opzichte van gemiddeld hoog water (GHW) en kleilaag rondom slenk 7 op Schiermonnikoog. Interpolatie is gebaseerd op een wijd grid (elke 200m in Oost-West- en 50m in Noord-Zuid richting) en een gedetailleerd grid (elke 15m in zowel N-Z als O-W richting, rondom de slenk).
Interpolation of base elevation relative to MHT and clay-thickness in cm, near creek 7 on Schiermonnikoog.

3.1.4.6. Summary salt marsh maps

- Vegetation maps of Neerlands Reid show 16, 45, 82, 28 and 54 ha low salt marsh respectively for the series 1988 - 2009. This figures show some 10's ha regression/ rejuvenation, mainly the Oerdsloot area. This trend fits into the 1986 prognosis of 140 ha regression due to subsidence in this Oerdsloot area. The regression/ rejuvenation is not confirmed by the analysis of the plots, in which the general trend is ongoing succession/ aging on Neerlands Reid.
- Between 2003 and 2009 the *Artemisia maritima* area has been doubled upstream Oerdsloot main tidal creek on Neerlands Reid.
- For the first time the effects of soil subsidence in two plots at central Hon area has been confirmed by the vegetation map. Vegetation maps of Hon show 18, 20, 11, 20 and 29 ha low salt marsh respectively for the series 1988 - 2009. This figures show about 10 ha regression/ rejuvenation, mainly central Hon area. At the same time 5 ha aging to *Elytrigia atherica* climax occurs, about 10 ha dune slack changes to salt marsh and about 8 ha new salt marsh accretes at the Wadden Sea side.
- Vegetation changes does not or hardly occur due to subsidence (= increase relative sea level), but does promptly occur due to a wetter soil.
- Neerlands Reid upper marshes show a change from salt to brackish zones, maybe due to an increase in percipitation in the growing season.



3.1.5. Successie/regressie kwelders na afname bodemdaling

3.1.5.1. Methode prognose

In 2009 heeft transect 3 op Neerlands Reid een **bodemdaling** van 17-19 cm bereikt en transect 9 op De Hon 26 cm (data peilmerk daling NAM-model Ameland_GRID5_2010). Op grond van het concept winningsplan 2011 van NAM ([figuur 3.1.1 en 3.1.2](#)) is de **prognose voor de bodemdaling** op Neerlands Reid nabij de Oerdsloot 28 cm in 2025 (totaal 30 cm in 2050) en voor het midden van De Hon 32 cm in 2025 (totaal 35 cm in 2050). Het einde van de productie op Ameland is voorzien in 2035. Op basis daarvan heeft IMARES getallen voor de toekomstige bodemdalingsnelheid per jaar geschat ([tabel 3.1.10](#)) en voorspellingen gemaakt voor de twee transecten.

Tabel 3.1.10 Basisdata IMARES voor de prognose van de effecten van bodemdaling. De gemiddelde bodemdaling per jaar is versimpeld weergegeven door de bodemdaling in de periodes 1986-2009-2025-2050 te delen door het aantal jaren dat bodemdaling plaatsvindt.
Data IMARES for the prognosis. Mean subsidence is simplified as one value for a time period.

Totaal daling	Neerlands Reid	De Hon
Prognose 1986-2025 (totaal cm)	28	32
Prognose 1986-2050 (totaal cm)	30	35
Gemeten 1986-2009 (totaal cm)	17 - 19	26
Prognose 2009-2025 (totaal cm)	9-11	6
Prognose 2025-2050 (totaal cm)	2	3
Snelheid daling	Neerlands Reid	De Hon
Gemeten 1986-2009 (mm/jaar)	9	11
Aanname 2009-2025 (mm/jaar)	5,6 - 6,9	3,8
Aanname 2025-2050 (mm/jaar)	0,8	1,2

We hebben alleen de toekomstige maaiveldhoogtes in 2025 berekend. Een prognose voor 2050 zou slechts een illustratie zijn van wat er zou kunnen gebeuren, omdat de mate van zeespiegelstijging onbekend is en omdat interacties tussen alle factoren een grotere rol zullen gaan spelen. De effecten van opslibbing en bodemdaling op de successie/ regressie van de vegetatie van de kwelder-PQ's tot 2025 zijn als volgt berekend:

1. De **balans tussen de netto opslibbing en de bodemdaling** signaleert of de hoogte van het maaiveld in 2025 verandert ten opzichte van 1986 en 2009 ([tabel 3.1.11 en 3.1.12](#)). De balans is per PQ over de transecten berekend, waardoor de rol van de **huidige hoogteligging, afstand tot het wad, drainage-patroon en beweiding** zijn meegerekend.
2. Bij de berekende maaiveldhoogte hoort een **kwelderzone** ([tabel 3.1.13](#)) met een specifieke samenstelling van de vegetatie. Met de **zone-benadering** is berekend welke PQ's door een **achterstand in opslibbing** in een lagere vegetatiezone terechtkomen. Voor de theoretische ondergrens van de verschillende vegetatiezones op Ameland zijn de waarden in Dankers et al. (1987; [tabel 3.1.2 en figuur 3.1.10](#)) gebruikt. Deze getallen zijn **gemeten in de ongestoorde situatie vóór de bodemdaling in negen transecten** over alle delen van oost Ameland.
3. Gezien het vrijwel vlakke verloop van de jaargemiddelde hoogwaters in onze monitoring-periode ([figuur 3.1.11 B](#)) is bij de berekeningen de **zeespiegelstijging** op nul gesteld. De GHW-trend is sterk afhankelijk van de keuze van het beginjaar en eindjaar van de meetreeks. Voor de periode 1960-2010 berekenen Dijkema et al. (2011) een trendmatige GHW-stijging van 2,3 mm per jaar voor de oostelijke Waddenzee.
4. Indien we een **GHW-trend op de opslibbing in mindering** zouden willen brengen, dan dient ook de **terugkoppeling van veranderingen in hoogteligging, bodemdaling, zeespiegelstijging en drainage-patroon** op de opslibbing te worden ingebouwd.

Bij het interpreteren van de opslibbingbalans en de maaiveldhoogte zijn **nieuwe grenswaarden** voor de **zonehypothese** gebruikt die zijn gebaseerd op de resultaten van 25 jaar monitoring op Ameland ([hoofdstuk 3.1.3.2](#)):



1. De **balans** tussen **opslibbing** en **bodemdaling** kent geen grenswaarde meer (was - 5 cm) voor veranderingen in de vegetatie.
2. De vegetatie verandert indien het maaiveld onder een **grenswaarde van 10-15 cm beneden de theoretische ondergrens van een vegetatiezone** zakt (**hoofdstuk 3.1.3.4, tabel 3.1.2 en figuur 3.1.10**; uitgangssituatie is 1986).
3. In **kommen** (drainageklasse 0 en 1; **tabel 3.1.1**) wordt geen grenswaarde voor maaiveldhoogte gebruikt, niet in positieve en niet in negatieve zin. De opslibbing en de ontwikkeling van de vegetatie in de kommen hangt in hoofdzaak af van eventuele drainage door krekken.

3.1.5.2. Resultaten kwelders Ameland 2010 tot 2025

3.1.5.2.1. Balans-benadering

In de **tabellen 3.1.11 en 3.1.12** worden de voorspelde maaiveldhoogtes in 2025 vergeleken met de gemeten maaiveldhoogtes in 1986 en 2009. Berekend is of er een achterstand in de opslibbing ontstaat. De vegetatiezones uit 1986 en de verstoorde PQ's zijn als groepen herkenbaar. Verder is de drainage-klasse aangegeven. De balans tussen opslibbing en bodemdaling kent **geen grenswaarde** voor vegetatie-veranderingen. Wel zijn de PQ's ingedeeld in **vier categorieën voor de opslibbingbalans**:

1. **wit** = balans opslibbing — bodemdaling tussen - 50 en + 50 mm;
2. **groen** = balans > + 50 mm;
3. **zeegroen** = balans tussen -50 en - 100 mm;
4. **blauw** = balans < - 100 mm.

De resultaten zijn (kolommen **Balans** in **tabel 3.1.12**):

- **Pionierzone**: De helft van de PQ's heeft in 2009 een **positieve opslibbingbalans**, die in de prognoses tot 2025 door de afnemende bodemdaling toeneemt in aantal (75 %) en in grootte. In 2009 hebben de PQ's 3.9, 9.1 en 9.2 een tekort aan opslibbing in de **blauwe** categorie. In 2025 is hier alleen PQ 3.9 van over. PQ 3.9 ligt in een kom en is in 2000 kaal getrapd door vee. PQ 9.1 en 9.2 liggen aan de dynamische wadkant en zijn vrij zandig.
- **Lage kwelder**: Bijna de helft van de PQ's heeft in 2009 een **positieve opslibbingbalans**, die in de prognose tot 2025 door de afnemende bodemdaling enorm toeneemt in aantal (78 resp. 100 %) en in grootte. In 2009 heeft geen enkele PQ's een tekort aan opslibbing in de **zeegroene** of **blauwe** categorie. In 2025 heeft PQ 3.15 een tekort in de **zeegroene** categorie. PQ 3.15 ligt relatief ver van de sedimentbron Oerdsloot.
- **Midden kwelder**: In 2009 hebben **alle PQ's een tekort aan opslibbing**, waarvan 64 % in de **blauwe** categorie. In de prognose tot 2025 neemt het tekort aan opslibbing in de **blauwe** categorie af tot 64 % van de PQ's.
- **Hoge kwelder en verstoorde PQ's**: In 2009 en, 2025 hebben alle PQ's een tekort aan opslibbing in de **blauwe** categorie, die ondanks de afnemende bodemdaling meestal in waarde toenemen. De **verstoorde PQ's** (door beweiding, door autonome kliferosie of door kreekblokkering) lopen als gevolg van minder bescherming door vegetatie de hoogste achterstand in opslibbing op.



Tabel 3.1.11 Maaiveldhoogte, netto opslibbing en bodemdaling voor de kwelder PQ's van Neerlands Reid en De Hon op Ameland over de periode 1986 tot 2009. Indeling PQ's volgens de oorspronkelijke zones in 1986 (tabel 3.1.4). Maaiveldhoogte 2025 berekend uit Maaiveld 2009 (deze tabel) + Opslibbing (deze tabel) - Bodemdaling aanname (tabel 3.1.10). In **groen** PQ's met een maaiveldhoogte ruim **boven de theoretische ondergrens van de vegetatiezones**. Bereiken theoretische grenswaarde van de ondergrens van de vegetatiezones in **zeegroen** en overschrijden in **blauw**.
Surface elevation, net sedimentation and subsidence for salt marsh plots on Neerlands Reid and Hon for the period 1986-2009. Plots classified to the original zones in 1986 (table 3.1.4). Surface elevation 2025 calculated as Surface elevation 2009 + Sedimentation – Subsidence. In **green** plots with surface elevation > theoretical lower limit of the zone. Plots reaching the theoretical lower limit of the vegetation zone in **marine green** and exceeding in **blue**.

PQ-nummer	Maaiveld 1986 (mm + NAP)	Maaiveld 2009 (mm + NAP)	Maaiveld 2025 (mm + NAP)	Opslibbing 1993-2009 (mm/j)	Bodemdaling 1986-2009 (mm/j)
Pionierzone (> NAP + 860 mm)					
3.2	1253	1303	1313	7,5	-7,5
3.4	1196	1167	1142	5,9	-7,6
3.5	1112	1328	1560	15,8	-7,6
3.9	1291	1136	1030	2,8	-7,5
3.10	1218	1272	1460	14,1	-7,4
3.12	1200	1232	1240	7,2	-7,0
9.1	1052	879	1088	11,8	-10,7
9.2	1052	938	1059	8,4	-10,6
Lage kwelder (> NAP + 1120 mm)					
3.1	1429	1466	1508	8,5	-7,5
3.6	1386	1382	1406	7,8	-7,7
3.8	1072	1284	1578	18,2	-7,4
3.13	1171	1200	1190	6,5	-7,0
3.14	1352	1371	1351	6,1	-7,0
3.15	1435	1389	1345	5,2	-7,0
9.3	1162	1122	1240	8,3	-10,8
9.4	1252	1237	1381	9,3	-11,0
9.6	1252	1231	1412	10,7	-11,1
Midden kwelder (> NAP + 1460 / 1360 mm)					
3.3	1457	1441	1431	6,5	-7,5
3.7	1461	1376	1325	4,9	-7,8
3.11	1536	1467	1413	4,8	-7,4
3.16	1471	1411	1377	4,3	-7,1
3.20	1701	1560	1411	-0,1	-8,4
3.21	1545	1441	1336	1,6	-8,5
9.5	1452	1304	1352	5,6	-11,0
9.7	1312	1191	1221	4,9	-11,1
9.8	1361	1164	1150	3,2	-11,1
9.9	1511	1280	1229	1,8	-11,3
9.13	1506	1304	1240	1,3	-11,4
Hoge kwelder (> NAP + 1600 mm)					
3.19	1885	1715	1569	0,0	-8,4
3.22	1835	1663	1512	-0,2	-8,3
3.23	1831	1676	1527	-0,1	-8,3
3.24	1711	1555	1432	0,9	-8,4
9.14	1823	1602	1544	1,5	-11,4
Verstoorde pq's					
3.17	1471	1248	1003	-3,8	-8,3
3.18	1371	1197	1020	-1,2	-8,3
9.10	1391	1162	1083	0,7	-11,3
9.11	1271	989	905	0,5	-11,3
9.12	1431	1174	1058	-0,7	-11,3
	Gemeten:		Berekend:		
	> ondergrens + 50 mm				
	< ondergrens - 100 / -150 mm				
	< ondergrens – 150 mm				



Tabel 3.1.12 Opslibbingbalans 1986-2009 en 2009-2025 voor de kwelder PQ's van Neerlands Reid en De Hon op Ameland (berekend uit tabel 3.1.11). De SEB-herfstmeting geeft de netto opslibbing inclusief inklink en is voor alle berekeningen van de hoogte van het maaiveld gebruikt (hoofdstuk 3.1.3.1). In **groen** PQ's met een ruim positieve opslibbingbalans. In **zeegroen** en **blauw** PQ's met een ruim negatieve opslibbingbalans. De opslibbingbalans heeft **geen grenswaarde**. Balance for sedimentation – subsidence in the periods 1986-2009 and 2009-2025, calculated from table 3.1.11. Autumn SEB data give net sedimentation including soil shrinkage. In **green** plots with a positive accretional balance. In **marine green** and **blue** plots with a negative accretional balance.

PQ-nummer	Drainage klasse	Balans (mm) opslibbing - bodemdaling 1986 - 2009	Balans (mm) opslibbing - bodemdaling 1986 - 2025	PQ
Pionierzone				
3.2	1	50	60	3.2
3.4	0	-29	-54	3.4
3.5	3	216	448	3.5
3.9	0	-155	-261	3.9
3.10	3	54	242	3.10
3.12	3	32	40	3.12
9.1	2	-173	36	9.1
9.2	2	-114	7	9.2
Lage kwelder				
3.1	3	37	79	3.1
3.6	3	-4	20	3.6
3.8	3	212	506	3.8
3.13	3	29	19	3.13
3.14	4	19	-1	3.14
3.15	4	-46	-90	3.15
9.3	3	-40	78	9.3
9.4	3	-15	129	9.4
9.6	2	-21	160	9.6
Midden kwelder				
3.3	4	-16	-26	3.3
3.7	2	-85	-136	3.7
3.11	3	-69	-123	3.11
3.16	4	-60	-94	3.16
3.20	5	-141	-290	3.20
3.21	2	-104	-209	3.21
9.5	3	-148	-100	9.5
9.7	2	-121	-91	9.7
9.8	2	-197	-211	9.8
9.9	4	-231	-282	9.9
9.13	5	-202	-266	9.13
Hoge kwelder				
3.19	5	-170	-316	3.19
3.22	5	-172	-323	3.22
3.23	5	-155	-304	3.23
3.24	5	-156	-279	3.24
9.14	5	-221	-280	9.14
Verstoorde PQ's				
3.17	2	-223	-468	3.17
3.18	0	-174	-351	3.18
9.10	2	-229	-308	9.10
9.11	0	-282	-367	9.11
9.12	2	-257	-373	9.12
		Gemeten:	Berekend:	
		> + 50 mm		
		- 50 / - 100 mm		
		< - 100 mm		



Tabel 3.1.13 **Vegetatiezones** in 1986 - 2010 (gemeten waarden; tabel 3.1.4) en 2010-2025 (berekend; tabel 3.1.11) voor de kwelder PQ's van Neerlands Reid en De Hon op Ameland. Indeling PQ's volgens de oorspronkelijke zones in 1986 (tabel 3.1.4). In **groen** de PQ's met successie/ veroudering; voor de drainageklassen 0 en 1 is voldoende maaiveldhoogte niet als successie gewaardeerd. In **blauw** de PQ's met regressie/ verjonging. In **zeegroen** de PQ's tegen de theoretische grenswaarde naar regressie/ verjonging.

Vegetation zones in 1986-2010 on Neerlands Reid and Hon (field measurements; table 3.1.4) and 2010-2025 (calculated: table 3.1.11) for the salt marsh plots. Plots classified to the original zones in 1986 (table 3.1.4). In **blue** plots with regression/ rejuvenation. In **marine green** plots reaching the lower theoretical limit to regression/ rejuvenation.

PQ-nummer	Drainage klasse	Vegetatie zone 1986 -> 2010 gemeten	Vegetatie zone 2010 -> 2025 op basis van maaiveld hoogte	PQ
Pionierzone				
3.2	1			3.2
3.4	0			3.4
3.5	3	> lage kwelder	> midden kwelder	3.5
3.9	0			3.9
3.10	3	> lage kwelder	> midden kwelder	3.10
3.12	3	> lage kwelder		3.12
9.1	2			9.1
9.2	2			9.2
Lage kwelder				
3.1	3	> midden kwelder		3.1
3.6	3			3.6
3.8	3		> midden kwelder	3.8
3.13	3			3.13
3.14	4	> midden kwelder		3.14
3.15	4	> midden kwelder		3.15
9.3	3			9.3
9.4	3		> midden kwelder	9.4
9.6	2		> midden kwelder	9.6
Midden kwelder				
3.3	4			3.3
3.7	2		ondergrens – 134 mm	3.7
3.11	3			3.11
3.16	4			3.16
3.20	5			3.20
3.21	2		ondergrens – 124 mm	3.21
9.5	3			9.5
9.7	2	< lage kwelder		9.7
9.8	2	< lage kwelder		9.8
9.9	4		ondergrens – 131 mm	9.9
9.13	5		ondergrens – 120 mm	9.13
Hoge kwelder				
3.19	5			3.19
3.22	5			3.22
3.23	5			3.23
3.24	5		< midden kwelder	3.24
9.14	5			9.14
Verstoorde PQ's				
3.17	2			3.17
3.18	0			3.18
9.10	2			9.10
9.11	0			9.11
9.12	2			9.12
		Gemeten:	Prognose:	
		> successie	> successie	
			nadert ondergrens (- 100 / - 150 mm)	
		< regressie	< regressie (< - 150 mm)	

Prognose opslibbingbalans periode 2010-2025

- In 2009 is de balans tussen opslibbing en bodemdaling vaak positief in de **pionierzone** en de **lage kwelderzone**. Dat zijn veelal de PQ's die het dichtst bij de Waddenzee of bij de krekken zijn gelegen, dus nabij de sedimentbron. Dit zijn potentieel de meest kwetsbare gebieden voor erosie, maar daar vindt tevens de meeste opslibbing plaats. **In de prognoses tot 2025 neemt de netto maaiveld-hoogte hier sterk toe en wordt de balans in 76 % van de PQ's positief.**
- In 2009 hebben de gehele **midden kwelder**, **hoge kwelder** en alle **verstoorde PQ's** een tekort in de balans tussen opslibbing en bodemdaling. Dat zijn veelal de PQ's die het dichtst bij de duinen en het verst van de krekken en de sedimentbron zijn gelegen. **De netto maaiveldhoogte op de hoge kwelder en in de verstoorde PQ's neemt in de prognose tot 2025 meestal nog verder af. In de midden kwelder vindt een begin van herstel plaats.**

3.1.5.2.2. Zone-benadering

Wanneer een PQ door verlaging van de maaiveldhoogte op de theoretische ondergrens van de lage kwelder of in de pionierzone komt te liggen is die potentieel gevoeliger voor erosie. Direct gevaar voor afname van het kwelderareaal is er wanneer de PQ grenst aan het wad of aan een kwelderplas. Verandering in vegetatie op zich hoeft geen bedreiging voor de kwelder in te houden, verjonging van kweldervegetaties wordt zelfs positief beoordeeld.

In [tabel 3.1.13](#) is per PQ de oorspronkelijke vegetatiezone in 1986 vergeleken met de gemeten vegetatiezone in 2010 en met de prognoses voor de vegetatiezone (2025 op basis van maaiveldhoogte; [tabel 3.1.4](#) en [3.1.11](#); voor de drainageklassen 0 en 1 is voldoende maaiveldhoogte in 2025 niet als successie gewaardeerd, want drainage door krekken is de belangrijkste factor). De vegetatie verandert indien het maaiveld onder een **grenswaarde van 10-15 cm beneden de theoretische ondergrens van een vegetatiezone** zakt ([tabel 3.1.2](#); [figuur 3.1.10](#), gebaseerd op de ongestoorde situatie in 1986). De PQ's zijn ingedeeld volgens de zones in 1986 en in **drie categorieën voor successie/ regressie** ([tabel 3.1.4](#)):

1. **groen** = successie/ veroudering naar hogere vegetatiezone;
2. **zeegroen** = tegen de grenswaarde naar regressie/ verjonging;
3. **blauw** = grenswaarde overschreden, regressie/ verjonging naar lagere vegetatiezone.

De resultaten zijn (kolommen **Vegetatie-zone** in [tabel 3.1.13](#)):

- In de **pionierzone-groep** liggen alle PQ's in 2010 en 2025 in dezelfde zone of in een hogere vegetatiezone. In 2010 liggen drie PQ's in de **groene** categorie (**38 % successie** van pionierzone naar lage kwelder). In 2025 liggen twee van dezelfde PQ's opnieuw in de **groene** categorie (PQ's 3.5 en 3.10 op oeverwallen; **25 % successie** naar de **midden kwelder**). Geen enkele PQ vertoont in 2010 en 2025 regressie.
- In de **lage kwelder-groep** liggen alle PQ's in 2010 en 2025 in dezelfde zone of in een hogere vegetatiezone. In 2010 liggen drie PQ's in de **groene** categorie (**33 % successie** van lage kwelder naar midden kwelder). In 2025 liggen drie andere PQ's in de **groene** categorie (in totaal **67 % successie** naar de midden kwelder). Geen enkele PQ vertoont in 2010 en 2025 regressie.
- In de **midden kwelder-groep** blijven in 2010 en 2025 negen PQ's in dezelfde vegetatiezone. In 2010 liggen twee PQ's in de **blauwe** categorie (**22 % regressie van midden kwelder naar de lage kwelder**). In 2025 liggen vier PQ's in de **zeegroene** categorie (36 % tegen de grenswaarde naar regressie). **Al deze PQ's in de midden kwelderzone zijn in de conclusie van hoofdstuk 3.1.3.3 vanwege hun lage opslibbing als mogelijke kandidaat voor regressie/ verjonging genoemd.** Er is geen rekening gehouden met een positieve terugkoppeling van de afnemende hoogte en/of een eventuele toenemende drainage op de opslibbing. **In 2025 wordt de theoretische grenswaarde naar een lagere vegetatiezone op basis van onze extrapolatie nergens overschreden.** De bodemdalingsnelheid is net op tijd afgenomen om overgang naar de **blauwe** categorie te voorkomen.
- De meeste PQ's uit de **hoge kwelder-groep** blijven in 2010 en 2025 in dezelfde vegetatiezone liggen, alleen PQ 3.24 in de Zoute weide zakt naar de midden kwelder.
- Van de **verstoorde** PQ's (door beweiding, door autonome kliferosie of door kreekblokkering) is alleen PQ 9.11 in 2010 en 2025 door **regressie** veranderd naar een lagere vegetatiezone.

**Prognose vegetatiezones periode 2010-2025 (hoofdstuk 3.1.5)**

- In het algemeen zien we in de prognose tot 2025 zowel op Neerlands Reid als op De Hon een **omkering van de oorspronkelijke zonering van wad naar duinen**. Zonder bodemdaling zou het patroon in opslibbing vergelijkbaar zijn geweest, maar de duinkant van de kwelder zou niet zijn verlaagd. Zou er zonder bodemdaling een vlakke kwelder zijn ontstaan?
- De **pionierzone en de lage kwelder** hebben de hoogste opslibbing. De afnemende bodemdaling leidt in de prognose tot 2025 voor meer dan de **helft van de PQ's** tot een **versnelde successie/ veroudering** naar de midden kwelder en zelfs naar de hoge kwelder.
- De **midden en de hoge kwelder** hebben de laagste opslibbing. Ondanks de negatieve opslibbingbalans komt het niet tot grootschalige **regressie/ verjonging**, die blijft beperkt tot de **twee PQ's 9.07 en 9.08** (al bekend van 1986-2010). De afnemende bodemdaling leidt in de prognose tot 2025 (nog) niet tot successie/ veroudering.
- In de prognose tot 2025 wordt de theoretische **grenswaarde voor regressie/ verjonging van midden kwelder naar lage kwelder nergens overschreden**. De snelheid van de bodemdaling is net op tijd afgenomen om dat te voorkomen. Wel liggen vier PQ's op de theoretische **ondergrens** van de midden kwelderzone.
- De prognose maakt duidelijker wat we nu al zien, **bodemdaling heeft de successie/ veroudering van de kwelder beperkt**. Door afname van de bodemdaling stopt dat effect.

3.1.5.3. Summary salt marsh prognosis**Accretional balance 2010-2025**

- In 2009 the balance of sedimentation and subsidence is mostly positive in the pioneer- and low salt marsh zone. Our 2025 prognosis shows a strong increase of net surface elevation. Accretional balance will be positive in 76 % of the plots.
- In 2009 the balance of sedimentation and subsidence is negative in the middle- and high salt marsh zone and in the disturbed plots class. Our 2025 prognosis shows a further decrease of net surface elevation in the high marsh zone and disturbed plots, but recovery starts in the middle salt marsh.

Vegetation zones 2010-2025

- Generally our prognosis 2010-2025 shows a reverse of the original zonation from tidal flats to sand dunes on both Neerlands Reid and Hon. Without subsidence the pattern in sedimentation would have been comparable, apart from lowering the dunewards part. Should a salt marsh without subsidence have been more flat?
- Pioneer- and low salt marsh zones show the highest sedimentation. Due to the decreasing subsidence our prognosis shows an accelerated succession/ aging for more than half of the plots in these zones to middle- or even high salt marsh zones.
- Middle- and high salt marsh zones show the lowest sedimentation. In our prognosis the decreasing subsidence will not (yet) show succession/ aging.
- Despite an ongoing negative accretional balance our prognosis only show regression/ rejuvenation for the two known plots (1986-2010). The theoretical lower limits for regression to the middle- or low salt marsh zones will not be crossed. The rate of subsidence decreased just in time.
- Our prognosis stresses the point that subsidence reduces succession/ aging of the Ameland salt marshes. Due to the present decrease of subsidence that effect will stop.



3.1.6. Statistische analyse van de kwelder PQ's Ameland

3.1.6.1. Inleiding

De statistische analyse van de kwelder PQ's heeft betrekking op (1) de relatie tussen de vegetatie en abiotische variabelen, (2) de verandering van de vegetatie in de loop van de tijd, en (3) de mogelijke oorzaken van deze verandering. Evenals in [hoofdstuk 4.4](#) is de analyse grotendeels gebaseerd op multivariate technieken; de reden hiervoor is vooral dat een analyse per plantensoort ondoenlijk is door het grote aantal soorten. Er zijn vijf indicatoren gebruikt voor de toestand van de vegetatie: de 'sample scores' langs de eerste drie assen van een DCA (Jongman et al. 1995), de 'natuurbehoudswaarde' NBW, en het aantal soorten per plot. De NBW kan gezien worden als een schatting van de kans op het aantreffen van Rode Lijst soorten, zie [hoofdstuk 4.4](#) voor de details.

De meeste bewerkingen zijn uitgevoerd voor de **vier kwelderzones** die ook elders in deze studie zijn gebruikt ([tabel 3.1.4](#)). Omdat op de kwelders grondwaterstand waarschijnlijk geen belangrijke rol speelt, is die hier niet als abiotische variabele gebruikt. Ook zijn geen bodemanalyses verricht. Wel is het belang van opslibbing voor de vegetatie nagegaan, en wel op twee wijzen: (1) als bron van nutriënten, deze is voor elk opnamejaar geschat als lopend gemiddelde van de opslibbing over een aantal voorafgaande perioden, en (2) als compensatie voor bodemdaling, deze is geschat als totale netto opslibbing sinds het begin van de monitoring. Verder zijn actuele hoogteligging, hoogteligging aan het begin van de monitoring (1986), overvloedingsfrequentie (bepaald als lopend gemiddelde over een aantal perioden), afstand tot de dichtstbijzijnde kreek, ontwatering (geschat in zes klassen), en beweidingsintensiteit (geschat in vier klassen) als mogelijke abiotische determinanten voor de vegetatie in beschouwing genomen. Het effect van deze abiotische variabelen is globaal vastgesteld met behulp van multivariate statistiek.

In de huidige analyse is het belang van bodemdaling voor de vegetatie niet vastgesteld middels een vergelijking van regressiecoëfficiënten in ruimte en tijd zoals in de analyse in 2005 en in Van Dobben & Slim (2011). Een van de redenen hiervoor is dat deze methode lineariteit van de bodemdaling in ruimte en tijd veronderstelt, dat wil zeggen de bodemdaling is lineair afhankelijk van de afstand tot het diepste punt en neemt lineair in de tijd toe. Voor de kwelders wordt momenteel niet aan deze voorwaarden voldaan omdat (1) de bodemdaling deels wordt gecompenseerd door opslibbing en deze compensatie lokaal sterk kan verschillen; en (2) de snelheid van bodemdaling na 2008 sterk is afgenomen. Daarom is in de huidige analyse getracht met een meer globale, grafische analyse het effect van bodemdaling vast te stellen.

3.1.6.2. Materiaal en methode

3.1.6.2.1. Data

De **hoogteligging** is bepaald uit de gemeten hoogte in 1986, en de bodemdaling en opslibbing die sindsdien hebben plaatsgevonden:

$$Z_t = Z_0 + dZ_t + S_t \quad [1]$$

met: Z: hoogteligging (in m + NAP), dZ: bodemdaling sinds 1986 (bepaald met het met NAM model Ameland_GRIDS_2010, S: opslibbing sinds 1986; subscript t: jaar (0 = 1986) (let er op dat dZ altijd een negatief getal is). Omdat voor 2009 en 2010 geen waarden voor dZ beschikbaar zijn is deze geschat als 0.5 cm voor alle PQs.

De **overvloedingsfrequentie** (FF) is voor elk opnamejaar t bepaald als het gemiddeld aantal overvloedingen per jaar over de jaren t-Δ₂t tot en met t-Δ₁t. Hierbij zijn voor Δ₂t waarden getest van 0, 1, 2 en 3, en voor Δ₁t van 0 en 1. Het aantal overvloedingen is op deze wijze als lopend gemiddelde bepaald uit de hoogteligging van elk PQ in elk opnamejaar, en de overvloedingskrommen die voor elk jaar zijn vastgesteld voor meetstation Nes. Omdat voor 2010 geen data beschikbaar waren zijn deze gelijk gesteld aan 2009.

Ontwatering en **beweidingsintensiteit** zijn elk geschat in zes resp. vier klassen ([tabel 3.1.1](#)). Beiden zijn in elk opnamejaar opnieuw vastgesteld.

De **afstand tot de dichtstbijzijnde kreek** is in 2005 in het veld gemeten; hiervoor is in elk opnamejaar dezelfde waarde gebruikt ([tabel 3.1.1](#)).

De **opslibbing** is -op dezelfde wijze als overvloedingsfrequentie- per opnametijdstip berekend als lopend gemiddelde:

$$dS_t = (S_{t-\Delta_1 t} - S_{t-\Delta_2 t}) / (\Delta_2 t - \Delta_1 t) \quad [2]$$

met: t : opnamejaar, $\Delta_2 t$: 0, 1, 2 of 3 jaar; $\Delta_1 t$: 0 of 1 jaar.

Een aantal PQ's is om verschillende redenen beschouwd als **verstoord** ([hoofdstuk 3.1.3.3](#)). Deze PQ's zijn wel meegenomen in de analyse maar 'passief' gemaakt, dat wil zeggen zij zijn wel weergegeven in sommige diagrammen maar hebben geen invloed op het eindresultaat.

3.1.6.2.2. Multivariate methoden

Evenals in [hoofdstuk 4.4](#) is voor het karakteriseren van de vegetatie gebruik gemaakt van de sample scores langs de eerste drie assen van een DCA op alle data (dat wil zeggen alle PQ / jaar combinaties). Voor het vaststellen van het relatieve belang van de abiotische variabelen is gebruik gemaakt van voorwaartse selectie en permutatie in CCA; voor details over deze techniek wordt verwezen naar Ter Braak & Smilauer (2002) en Jongman et al. (1995). Een globaal beeld van de relatie door de tijd tussen PQ's, soorten, abiotische variabelen, NBW en aantal soorten is verkregen door het projecteren van al deze variabelen op de eerste drie DCA assen. Hiervan zijn plots gemaakt voor de eerste tegen de tweede, en de eerste tegen de derde as. Let er dus op dat het belang van de abiotische variabelen is vastgesteld in CCA maar dat alle diagrammen DCA diagrammen zijn, dat wil zeggen dat de ordening uitsluitend wordt bepaald door de floristische similariteit tussen de opnamen en niet door de abiotische condities. De abiotische variabelen waarvan de relevantie in CCA is vastgesteld zijn via een 'indirecte' gradientanalyse overgebracht naar de DCA plots.

Getracht is de DCA assen te interpreteren met behulp van de ecologie van de soorten op grond van expertkennis, op grond van de literatuur (Oberdorfer 1979, Weedaa et al. 1985-1994, Van der Meijden 1990, Schaminée et al. 1998) en op grond van Ellenberg's (1991) ecologische indicatiewaarden. Hiertoe is de correlatie bepaald van de sample scores op elke as met de (ongewogen) gemiddelde Ellenbergwaarden per opname. Voor de **interpretatie van de plots** wordt verwezen naar Ter Braak & Smilauer (2002) en Jongman et al. (1995); globaal is deze als volgt:

Alle plots kunnen in gelijke schaling op elkaar geprojecteerd worden. Zij hebben in dit geval een 'afstand interpretatie': hoe dichter twee soorten bij elkaar staan, hoe meer ze samen voorkomen (diagonaal tegenover elkaar staande soorten sluiten elkaar uit). Dit geldt ook voor de opnames ('samples'): hoe dichter ze bij elkaar staan, hoe meer ze op elkaar lijken (let er op dat elk 'sample' in dit geval één opname van een PQ vertegenwoordigt). Wanneer het sample plot en het soorten plot over elkaar geprojecteerd worden, is de afstand tussen elke soort en elke opname een maat voor de waarschijnlijkheid om die soort in die opname aan te treffen. Let er op dat de weergave van het soortenplot wat minder nauwkeurig kan zijn; in principe is het midden van elke soortnaam de positie van die soort, maar de soortnamen zijn soms wat verschoven omdat anders over elkaar vallende namen het plot onleesbaar zouden maken.

In de huidige analyse zijn -in tegenstelling tot die van 2005- alle abiotische variabelen als kwantitatief opgevat, ook als het klassevariabelen zijn zoals beweidingintensiteit. Dit is gedaan omdat voor de klassevariabelen een hoger klassennummer correspondeert met een grotere intensiteit en deze dus als een semi-kwantitatieve beschrijving kunnen worden opgevat. Voordeel hiervan is dat het tot gemakkelijker interpreteerbare tabellen en diagrammen leidt. In de diagrammen zijn de variabelen als pijlen weergegeven, deze geven de richting van variatie aan. **De projectie van een opname op zo'n pijl geeft een schatting van de verwachtingswaarde van die abiotische variabele in die opname** (met basis van de pijl = gemiddelde over alle opnamen, punt van de pijl = gemiddelde plus één standaarddeviatie, punt van de pijl gespiegeld ten opzichte van de oorsprong = gemiddelde min één standaarddeviatie). De projectie van een soort op zo'n pijl geeft op dezelfde wijze de verwachtingswaarde van het optimum van die soort ten opzichte van die abiotische variabele (let er op dat technieken als DCA en CCA een unimodale, bij voorbeeld Gaussische, respons van de soorten op de abiotische omgeving veronderstellen). De isolijnen plots voor NBW en aantal soorten geven de verwachtingswaarde van deze twee grootheden voor ieder punt van het plot, berekend door middel van lineaire regressie op de sample scores (tweede-orde polynoom).

De temporele veranderingen zijn gevisualiseerd als gemiddelde sample score of biodiversiteitsindicator per zone per opnamejaar. De zones zijn bepaald op grond van de met SALT97 voor het eerste opnamejaar (1986) bepaalde vegetatiezone. Hiervan is alleen het eerste cijfer gebruikt, zodat vier zones ontstaan: pionierzone, lage kwelderzone, midden kwelderzone, hoge kwelderzone. In de analyse is de zone per PQ dus onveranderlijk, ook als een PQ in de tijd feitelijk van zone verandert! Op deze wijze kan namelijk het 'lot' van elke in 1986 aanwezige zone door de tijd worden gevolgd. De zone-gemiddelden per jaar (centroiden) kunnen in een biplot gevisualiseerd worden, door de opvolgende jaren met lijnen te verbinden. Uit een vergelijking van een dergelijke plot met het bijbehorende soortenplot kan globaal de verandering in soortensamenstelling die elke zone heeft doorgemaakt worden afgelezen. Een dergelijke analyse is thans uitgevoerd evenals in 2005, en daarnaast zijn plots gemaakt van het verloop van elke indicator door de tijd.

3.1.6.2.3. Univariate methoden

De **veranderingen in de tijd** zijn geanalyseerd met behulp van univariate ANOVA en lineaire regressie op de sample scores op de eerste drie assen, de NBW en het aantal soorten. De bepaling van de significantie van de temporele effecten heeft op twee manieren plaatsgevonden: met ANOVA is bepaald of er überhaupt significante verschillen tussen de jaren zijn, en met lineaire regressie is bepaald of er een significante temporele trend is.

De bepaling van het **effect van bodemdaling** is als volgt gedaan: bij de multivariate analyse bleek dat de hoogteligging in 1986 de variabele is die de meeste variantie in de vegetatie verklaart, meer dan de actuele hoogteligging of de actuele overvloedingsfrequentie. Daarom is de hypothese getoetst dat het verband tussen vegetatie en hoogteligging in een stabiele situatie (zonder bodemdaling) het best wordt beschreven aan de hand van de hoogteligging en opnamen uit 1986. Als dat het geval is zou, bij een verandering in hoogteligging, de vegetatie ook moeten veranderen in een richting die wordt aangegeven door het voor 1986 bepaalde verband; eventueel met enige na-ijling. Deze hypothese is op globale wijze grafisch getoetst door van de toestandsindicatoren (de scores op de eerste drie DCA assen en de twee biodiversiteitsindicatoren) per opnamejaar per zone zowel de actuele waarden, als de verwachtingswaarden op grond van het voor 1986 vastgestelde verband, door de tijd uit te zetten. Wanneer de actuele en de verwachtingswaarden ongeveer hetzelfde patroon door de tijd volgen, is dit een aanwijzing dat de vegetatie in sterke mate door hoogteligging wordt bepaald en dus, dat er mogelijk ook een invloed is van bodemdaling. Hoe die invloed moet worden beoordeeld kan dan worden afgelezen uit de verandering in biodiversiteitsindicatoren.

Alle multivariate berekeningen zijn uitgevoerd met de programma's CANOCO en CanoDraw (Ter Braak & Smilauer 2002), de univariate met het programma GENSTAT 13.3 (Payne et al. 2010). Alle data zijn getest op scheefheid maar bleken zodanig normaal verdeeld dat zij ongetransformeerd gebruikt konden worden, behalve de abundanties van de soorten, die LOG(X+1) gelogarithmiseerd zijn.

3.1.6.3. Resultaten statistische analyse

3.1.6.3.1. Variatie van de vegetatie in ruimte en tijd

In [bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54](#) is het DCA biplot gemaakt op grond van alle data. De sample scores zijn samengevat als gemiddelde (centroid) per zone / jaar combinatie, en verbonden tot paden in de tijd in aparte plots per zone ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 E en F](#)). Dit laatste is gedaan omdat het combineren van alle tijdspaden in één plot (zoals gedaan in 2005) een onleesbare figuur oplevert door het grote aantal punten. De grootte van de temporele veranderingen per type kunnen worden geschat uit de lengte en de richting van de tijdspaden per zone, en de verschillen tussen de typen uit de afstanden tussen de tijdspaden (let hierbij op de schalen langs de assen). De **eerste as** representeert vooral de zonering, de vier zones worden langs deze as volledig gescheiden ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A, C en E](#)). De **tweede as** representeert waarschijnlijk het verschil tussen zandige kwelder (Centauro-Saginetum) (onder) en kleiige kwelder (boven) ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A, C en E](#)). Uitschieters naar onder op de **tweede as** liggen allen op De Hon ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 C](#)). De **derde as** representeert waarschijnlijk een gradiënt in trofiegraad (toenemend van onder naar boven; vgl. de ecologie van de soorten in [bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 B, D en F](#)). Als hulp bij de interpretatie



van de assen is per as de correlatie met de indicatiewaarden van Ellenberg (1991) berekend (bijlage 3.1 I, tabel 3.1.16). Blijkens de Ellenbergwaarden representeert de **eerste as** een gradiënt van licht, nat, zout (lage waarden = links in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A t/m F) naar donker, droog, zoet (hoge waarden = rechts in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A t/m F). De **tweede as** representeert volgens de Ellenbergwaarden vooral een gradiënt van zout, nat, licht (onder in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A, C en E) naar zoet, droog, donker (= gesloten vegetatie), (hoge waarden = boven in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A, C en E). Waarschijnlijk hangen deze verschillen vooral samen met het contrast zandig / kleiig; deze interpretatie wordt ondersteund door het soortenplot, met onderaan soorten als *Sagina maritima*, *Sedum acre*, *Honckenia peploides*, en bovenaan soorten als *Juncus maritimus* en *Eleocharis uniglumis*. De **derde as** representeert volgens de Ellenbergwaarden vooral een gradiënt van voedselarm en donker (lage waarden, onder in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 B, D en F) naar voedselrijk en licht (dichte vegetatie; hoge waarden, boven in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 B, D en F). Dit wordt ondersteund door het soortenplot, maar de gradiënt in lichtgetal is niet verklaarbaar. Wellicht zijn de Ellenbergwaarden minder geschikt om in dit kustmilieu de abiotische respons van soorten te karakteriseren; hierop wordt nader ingegaan in hoofdstuk 4.4. De **vierde as** is slechts zwak met de Ellenbergwaarden gecorreleerd en voor deze as kon ook geen voor de hand liggende ecologische interpretatie worden gevonden; daarom is deze verder buiten beschouwing gelaten.

3.1.6.3.2. Effect van de abiotische variabelen op de vegetatie

Om het relatieve belang van de abiotische variabelen vast te stellen is een voorwaartse selectie uitgevoerd in CCA. Hierbij zijn in een multivariaat multiële regressiemodel stapsgewijs verklarende variabelen toegevoegd, in elke stap die variabele die leidt tot de grootste toename van de verklaarde variantie, op voorwaarde dat deze een correlatie heeft van $|R| < 0.8$ met alle reeds in het model opgenomen termen. De significantie van het effect van elke variabele op het moment van opnemen in het model is getoetst met behulp van een permutatietoets (let er op dat bij deze wijze van selecteren de kans bestaat dat een variabele die een significant effect heeft op het moment van opnemen in het model, zijn significantie verliest wanneer er meer variabelen zijn opgenomen). Bijlage 3.1 I, tabel 3.1.17 geeft het resultaat van de selectie.

Alle geteste variabelen hebben een significant effect, maar dit effect is verreweg het sterkste voor de **hoogteligging in 1986**. Dit effect is veel sterker dan de effecten van de actuele hoogteligging en de actuele overvloedingsfrequentie. Omdat het effect van actuele hoogteligging tot stand komt via opslibbing (aanvoer van nutriënten, bodemtextuur) en overvloedingsfrequentie, die beiden in het model zitten, is geen term voor actuele hoogteligging in het model opgenomen, ook al niet omdat deze zeer sterk gecorreleerd is met de hoogteligging in 1986 ($R = 0.92$). Er is een redelijk sterk effect van de actuele overvloedingsfrequentie, die het best wordt beschreven als het lopend gemiddelde over de periode (opnamejaar - 3) tot opnamejaar (merk op dat deze voor een deel wordt bepaald door overvloedingen die hebben plaatsgevonden na de opname van het PQ!). Ook beweidingintensiteit en cumulatieve opslibbing hebben een redelijk sterk effect. Verder zijn er significante effecten van afstand tot dichtstbijzijnde kreek, dikte van de kleilaag in 1986, ontwatering, opslibbing in jaar -3 t/m -1, en netto neerslag. Merk op dat de correlatie tussen ontwatering en afstand tot de dichtstbijzijnde kreek niet sterk is ($R = 0.12$). Het gehele model heeft een voor multivariate begrippen zeer hoog percentage verklaarde variantie (27%).

In bijlage 3.1 I, figuur 3.1.55 zijn de geselecteerde **abiotische variabelen** in het soortenplot geprojecteerd. Deze figuur kan in gelijke schaling over bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A, C en E geprojecteerd worden maar let er hierbij op dat de nulpunten niet samenvallen; het nulpunt van bijlage 3.1 I, figuur 3.1.55 is met een * in bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A aangegeven (om technische reden kan deze plot niet gemaakt worden voor de derde as).

Bijlage 3.1 I, tabel 3.1.16 geeft de correlatiematrix voor de eerste drie assen en de abiotische variabelen die in CCA geselecteerd zijn. Deze tabel, tezamen met bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 A en bijlage 3.1 I, figuur 3.1.55, maakt een interpretatie van de assen in termen van abiotische gradiënten mogelijk. De **eerste as** is vooral gerelateerd aan de **hoogteligging in 1986 en de overvloedingsfrequentie per jaar**. Langs deze as, die de belangrijkste gradiënt in de vegetatie representeert, worden ook de zones volledig gescheiden. De **tweede as** is onder andere gerelateerd aan de **dikte van de kleilaag, de beide opslibbingsvariabelen, ontwatering en**

afstand tot de dichtstbijzijnde kreek; dit bevestigt het beeld uit het soortenplot dat deze as te maken heeft met het contrast zandig / kleiig. Ook is deze as positief gerelateerd met **beweidings**, dit heeft waarschijnlijk te maken met het contrast De Hon / Neerlands Reid. De **derde as** is moeilijk te duiden in termen van gemeten abiotische variabelen, maar gezien de sterke positieve relatie met Ellenberg's N, en de nitrofiële soorten die een hoge waarde op deze as hebben, kan worden aangenomen dat hier vooral een **gradiënt in trofie** wordt gerepresenteerd.

3.1.6.3.3. Grootte en significantie van de temporele veranderingen

Bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 E en F geven een globaal beeld van de grootte van de temporele veranderingen. Deze veranderingen blijken op de **eerste as** klein te zijn ten opzichte van de verschillen tussen de zones, op de **tweede as** zijn deze vooral groot in de zones 3 en 4 (groter dan de ruimtelijke verschillen tussen de zones), en op de **derde as** zijn deze groot in alle zones. Omdat de **eerste as** vooral de zonering representeert, suggereert de kleine verandering op deze as dat er in de loop van de tijd **geen opschuiving van zones** heeft plaatsgevonden. Echter, de verschuivingen langs de **tweede en de derde as** geven aan dat er **binnen de zones wel veranderingen** hebben plaatsgevonden. Omdat de 'paden' per zone ongeveer parallel en in dezelfde richting lopen, is deze verandering zichtbaar in alle zones ongeveer dezelfde geweest (dat wil zeggen, per zone zijn grotendeels dezelfde soorten toe- of afgenomen).

De significantie van de temporele veranderingen is op twee manieren vastgesteld. Eerst is met ANOVA de significantie van het effect van zone en jaar (en hun interactie) vastgesteld, met andere woorden er is gekeken of er überhaupt significante veranderingen in de tijd hebben plaatsgevonden. Vervolgens is met een vergelijkbaar model in lineaire regressie gekeken of er een lineair effect van het jaartal is, met andere woorden of er sprake is van een significante trend. **Bijlage 3.1 I, tabel 3.1.18** geeft het resultaat. Het verschil tussen de zones is zeer significant, maar significante temporele effecten zijn er alleen voor de sample scores op de tweede en de derde as, en voor het aantal soorten. De interactie tussen opnamejaar en zone is nooit significant, dat wil zeggen de temporele variatie is in alle zones vergelijkbaar. Significante lineaire trends zijn er voor alle indicatoren en in alle zones, deze zijn het kleinst (en niet altijd significant) voor de **eerste as** en in zone 1. **Aan het uniek door jaartal verklaarde percentage variantie is te zien dat de lineaire trend veruit het sterkst is langs de derde as (stijgend), gevolgd door het aantal soorten (dalend).**

3.1.6.3.4. Effect van bodemdaling

Bijlage 3.1 I, figuur 3.1.56 geeft het gevonden tijdverloop van de scores op de eerste drie assen, tezamen met het verwachte tijdsverloop op grond van de relatie tussen hoogteligging en scores in 1986, en de hoogteligging per PQ op elk tijdstip. Uit deze figuur valt het volgende te concluderen:

De **eerste as** representeert vooral de **verschillen tussen de zones**. Een stijging van de scores langs deze as (dat wil zeggen opschuiven naar rechts in **bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54 E**) geeft een ontwikkeling aan in de richting van hoge kwelder, dus successie. Evenzo geeft een daling (opschuiven naar links) een ontwikkeling aan in de richting van pionierzone, dus regressie. In **bijlage 3.1 I, figuur 3.1.56** is te zien dat in **zones 1 en 2 successie heeft plaatsgevonden (zwarte lijn)**, terwijl op grond van de hoogteligging weinig verandering werd verwacht (**rode lijn**). Voor zones 3 en 4 is het omgekeerde aan de hand: hier wordt op grond van de hoogteligging regressie verwacht, terwijl er in werkelijkheid weinig veranderde. De verschillen in verwachtingswaarde zijn begrijpelijk op grond van de verandering in hoogteligging: in de laaggelegen zones 1 en 2 wordt de bodemdaling voor een deel gecompenseerd door opslibbing, zodat de hoogteligging (en dus de verwachte sample score) weinig verandert. In de hooggelegen zones 3 en 4 vindt weinig opslibbing plaats, en dus netto bodemdaling, en op grond daarvan wordt regressie verwacht. Hoe de verschillen tussen de verwachte en de gevonden veranderingen moeten worden geïnterpreteerd is niet direct duidelijk. Het lijkt er op dat er een **'natuurlijke' neiging tot successie** bestaat, dat wil zeggen bij gelijkblijvende hoogteligging vindt successie plaats. Dat is wat we ook zien gebeuren in de zones 1 en 2. In zones 3 en 4 wordt de successie die bij gelijkblijvende hoogteligging zou plaatsvinden, tegengehouden door de netto bodemdaling die hier is opgetreden. Of deze verklaring plausibel is kan slechts blijken door vergelijking met andere kwelders waar geen bodemdaling optreedt.



De **tweede as** is lastiger te interpreteren dan de eerste, maar deze heeft waarschijnlijk te maken met het contrast tussen zandig en kleiig. We zien hier een verachtingswaarde die constant is of licht daalt, terwijl in alle typen de gevonden waarde een neiging tot stijgen heeft (in typen 2 en 3 het sterkst, vergelijk [bijlage 3.1 I, tabel 3.1.18](#)). Mogelijk wordt deze stijging veroorzaakt door voortgaande opslibbing en dus kleiiger worden van de kwelder (in zone 1 is deze stijging overigens niet significant). Door de bodemdaling komt deze opslibbing niet tot uiting in de hoogteligging en wordt dus een gelijkblijvende waarde verwacht. In zone 3 en 4 vindt weliswaar netto bodemdaling plaats, maar blijkbaar toch voldoende opslibbing om een stijging van de score op de tweede as te veroorzaken.

Op de **derde as** is de temporele trend veruit het sterkst (vgl. [bijlage 3.1 I, tabel 3.1.18](#)), in **alle vegetatiezones vindt hier een sterke stijging plaats**. Tegelijk vertoont de **verachtingswaarde nauwelijks een temporele trend**. Hieruit blijkt dat **verandering in hoogteligging geen verklaring** kan zijn voor temporele verandering langs deze as. Omdat de derde as samenhangt met trofiegraad, representeert deze trend zeer waarschijnlijk de algemene **verruiging van de vegetatie die in de hele kuststreek plaatsvindt** en veroorzaakt wordt door een combinatie van atmosferische depositie, afnemende beweidingsintensiteit, en instorten van de konijnenpopulatie (zie [hoofdstuk 4.4](#) en Van Dobben & Slim 2011).

[Bijlage 3.1 I, figuur 3.1.57](#) geeft de gevonden veranderingen in de biodiversiteitsindicatoren samen met hun verwachtingswaarden. **Zowel de NBW als het aantal soorten hebben een significant dalende trend**, behalve in zone 1, terwijl de verwachtingswaarde een lichte stijging van de NBW en een lichte daling van het aantal soorten is in de zones 3 en 4. Om deze veranderingen te kunnen duiden zijn de waarden voor de biodiversiteitsindicatoren geprojecteerd in het biplot van [bijlage 3.1 I, figuur 3.1.54](#), [bijlage 3.1 I figuur 3.1.58](#) geeft hiervan het resultaat.

Voor **NBW** is van belang dat de waarde hiervan stijgt gaande van hoge naar lage kwelder, en een **maximum bereikt in zone 2** ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.57](#)). Op grond hiervan zijn de verwachtingswaarden te verklaren: de verwachte stijging in zones 3 en 4 is een direct gevolg van de verwachte regressie. De feitelijk waargenomen daling is dus zeker niet het gevolg van bodemdaling. Ook in zone 2 wordt een daling waargenomen, terwijl (op grond van de netto ongeveer gelijkblijvende hoogteligging) een constante waarde wordt verwacht. De waargenomen daling kan hier ook niet een gevolg van successie zijn omdat bij de waarde voor deze zone op de eerste as (ca. 3 - 4) zich een 'zadelpunt' voor NBW bevindt ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.58 A](#)) en de NBW op deze plaats dus vrijwel onafhankelijk is van de positie op de eerste as. In zone 1 wordt op grond van de hoogteligging een gelijkblijvende waarde verwacht, en die wordt ook gevonden, hoewel de successie die hier heeft plaatsgevonden in principe had kunnen leiden tot een stijging van de NBW.

Uit het bovenstaande blijkt dat voor **de verandering in de NBW een andere verklaring gezocht moet worden dan een verandering in hoogteligging of successie. Waarschijnlijk is de verschuiving langs de derde as deze verklaring**. Uit [bijlage 3.1 I, figuur 3.1.58 B](#) blijkt dat er langs de **derde as** een sterke gradiënt is in NBW, waarbij een hogere waarde leidt tot een lagere NBW. Dit is vooral het geval op de posities langs de **eerste as** waar zich zones 2 en 3 bevinden (waarden tussen 3 en 5), hier leidt een stijging van 1.5 naar 2.5 langs de **derde as** tot een daling van de NBW van ca. 18 tot ca. 16 en dit is precies de verandering die werd gevonden voor deze zones. Ter hoogte van zone 1 op de **eerste as** lopen de NBW isolijnen vrijwel parallel aan de **derde as**, en wordt dus bij verschuiven naar hogere waarden geen verandering in de NBW verwacht (en deze werd ook niet gevonden).

Het **aantal soorten** neemt toe bij successie (dus in de diagrammen van links naar rechts, [bijlage 3.1 I, figuur 3.1.57](#)). Dit verklaart de verwachte afname voor zones 3 en 4, maar merkwaardig is dat deze afname inderdaad werd gevonden ondanks het vrijwel niet optreden van een verschuiving langs de **eerste as**. In zone 2 trad ook een afname op bij een constante verwachtingswaarde. Successie kan deze verandering niet verklaren omdat die tot een toename van het aantal soorten zou moeten leiden. Ook hier is de **derde as** waarschijnlijk de sleutel tot de verklaring: hogere waarden langs deze as leiden in alle zones behalve 1 tot een lager aantal soorten ([bijlage 3.1 I, figuur 3.1.58 D](#)).



Conclusies statistische vegetatie-analyse

- De **maaielveldhoogte in 1986** heeft het sterkste significante effect op de kweldervegetatie. Een redelijk sterk effect hebben de actuele overvloedsfrequentie (lopende gemiddelde jaar $-3 \text{ t/m } 0$), de beweidingintensiteit en de cumulatieve opslibbing. Verder zijn de afstand tot de dichtstbijzijnde kreek, de dikte van de kleilaag in 1986, de ontwatering, de opslibbing (lopende gemiddelde jaar $-3 \text{ t/m } -1$) en de netto neerslag significante abiotische factoren.
- In de **pionierzone** en de **lage kwelderzone** wordt op grond van het verband tussen hoogteligging en DCA-scores in 1986 geen veranderingen in de vegetatie verwacht (vanwege de balans in opslibbing), toch is er een tendens naar successie/ veroudering van de vegetatie.
- In de **midden – en hoge kwelderzone** is het omgekeerde het geval, op grond van het verband tussen hoogteligging en DCA-scores in 1986 wordt regressie/ verjonging van de vegetatie verwacht (vanwege een negatieve opslibbingbalans), maar de vegetatie verandert nauwelijks.
- De **vegetatie is sterk lineair veranderd** (tabel 3.1.18 en figuren 3.1.56 en 3.1.57 in bijlage 3.1 I). Echter, deze verandering is slechts in zeer beperkte mate in lijn met de verandering die wordt verwacht als gevolg van bodemdaling. De verandering langs de derde DCA-as is het grootst, en die is in het geheel niet uit bodemdaling verklaarbaar, **maar representeert vooral een gradiënt van jonge naar oude successiestadia van de vegetatie**. Er heeft een **verschuiving plaatsgevonden** in de richting van **oudere successiestadia** (vergelijk figuur 3.1.54 E en F in bijlage 3.1 I). Dit hangt samen met de **algemene trend van veroudering van kwelders (o.a. naar een climaxvegetaties met Zeekweek)**.

3.1.6.4. Discussie kweldervegetatie 1986-2010

De resultaten van de monitoring tonen aan dat de vegetatie van de kwelders op oost Ameland tussen 1986 en 2010 wel is veranderd, maar dat deze verandering slechts voor een klein deel aan bodemdaling is toe te schrijven.

De veranderingen zijn het grootst langs de derde DCA-as. Hier is sprake van een sterk stijgende trend in alle zones, die strijdig is met hetgeen verwacht zou worden op grond van bodemdaling. Omdat de derde as weinig relatie heeft met de gemeten abiotische variabelen en sterk gecorreleerd is met de Ellenberg indicator voor de beschikbaarheid van nutriënten, ligt het voor de hand deze **verandering te verklaren als successie/ veroudering**. De plantensoorten die extreme posities op de derde as innemen geven een indicatie van de verandering die heeft plaatsgevonden: soorten met lage scores zijn afgenomen en die met hoge scores zijn toegenomen.

Zowel de NBW als het aantal soorten hebben een monotoon dalende trend (afgezien van lokale maxima in NBW in 1991 en 2000). Evenals in de duinvalleien ([hoofdstuk 4.4](#)) is er een aanzienlijk verlies aan plantensoorten opgetreden, gemiddeld ca. 3.5 soort per PQ ([bijlage 3.1 I](#), [figuur 3.1.57](#)). Echter, de twee indicatoren voor biodiversiteit hebben verschillende relaties met hoogteligging: aantal plantensoorten is positief gerelateerd aan hoogteligging, en NBW negatief. Dit maakt dat de afname van het aantal plantensoorten in elk geval ten dele verklaarbaar is uit bodemdaling, maar de afname van de NBW niet. Uit de vergelijking van de 'paden' van de PQ's langs de drie DCA-assen, en de relatie van de indicatoren voor biodiversiteit met deze assen blijkt dat de verandering in de vegetatie die heeft geleid tot afname van het aantal plantensoorten en NBW het best overeenkomt met de verandering die wordt gerepresenteerd door de verschuiving langs de derde as. Deze verschuiving kan niet met bodemdaling samenhangen. Dit maakt het onwaarschijnlijk dat afname in NBW en in aantal soorten een direct gevolg is van bodemdaling. Dit met uitzondering van de afname van het aantal soorten in de hoge kwelderzone 4, die samenvalt met een verschuiving naar lagere waarden langs de tweede as. Deze verandering kan wel uit bodemdaling worden verklaard, hoewel niet volledig omdat de bodemdaling daarvoor te klein is.

De **conclusie** is dat in het algemeen de biodiversiteit van de kwelders is afgenomen, maar dat deze afname slechts voor een klein deel uit bodemdaling verklaard kan worden. De belangrijkste oorzaak van de afname in biodiversiteit (namelijk, samenvallend met een verschuiving naar hogere waarden op de derde DCA-as) kan niet worden vastgesteld op grond



van de in dit project verzamelde gegevens. De verschuiving langs de derde as kan gekarakteriseerd worden als successie/ veroudering. De oorzaken hiervan zijn waarschijnlijk natuurlijke processen, die mogelijk versneld zijn door atmosferische depositie van stikstof. Ook al omdat vergelijkbare veranderingen worden waargenomen in kwelders elders in Nederland, maar ook in de duinen, is een verband met bodemdaling onwaarschijnlijk.

3.1.6.5. Summary salt marsh statistics

- Surface elevation 1986 is the most important abiotic factor for the Ameland salt marsh vegetation. Flooding-frequency (running average year -3 till 0), grazing-intensity and cumulative sedimentation also have significant effects.
- A regression-based model expects no vegetation changes in the pioneer- and low salt marsh zones (due to the accretional balance). However, our monitoring shows a significant tendency towards succession/ aging.
- In the middle- and high salt marsh zones the result of the model is opposite, regression/ rejuvenation is expected due to the negative accretional balance. However, our monitoring shows no significant vegetation change.
- Vegetation changed strongly and linearly from young to old successional vegetation stages. This is in line with the general aging of salt marshes to climax vegetation of amongst others *Elytrigia atherica*.



3.1.7. Discussie vegetatieontwikkeling 1986-2025

3.1.7.1. Vegetatieontwikkeling 1986-2010

Op grond van het winningsplan 2011 van NAM is de **eindprognose voor de bodemdaling** voor Neerlands Reid nabij de Oerdsloot 30 cm en voor het midden van De Hon 35 cm. De productie wordt in 2035 beëindigd. In 2009 was op Neerlands Reid nabij de Oerdsloot 17-19 cm bodemdaling bereikt en voor het midden van De Hon 26 cm. Gedurende de monitoring-periode is het jaargemiddelde hoogwater variabel zonder significante lineaire trend en is de neerslag in het groeiseizoen significant stijgend.

De vegetatie is sterk lineair veranderd. Echter, deze verandering is slechts in zeer beperkte mate in lijn met de verandering die wordt verwacht als gevolg van bodemdaling. De verandering langs de derde DCA-as is het grootst, die is in het geheel niet uit bodemdaling verklaarbaar, **representeert** vooral een **gradiënt van jonge naar oude successiestadia van de vegetatie**. Er heeft een **verschuiving plaatsgevonden** in de richting van **oudere successiestadia**. Dit hangt samen met de **algemene trend van veroudering van kwelders (o.a. naar een climaxvegetaties met Zeekweek)**. In 50 % van de PQ's is **successie het overheersende proces** voor de ontwikkeling van de vegetatie in het bodemdalinggebied. **Op De Hon wordt regressie in twee PQ's voor het eerst door de vegetatiekaart bevestigd**; het gaat zeker om een effect van bodemdaling. Op Neerlands Reid is regressie alleen op de vegetatiekaart gezien maar niet in de PQ's; een onzeker resultaat.

De zonehypothese blijkt niet de enige voorspeller voor de effecten van verlaging van het maaiveld:

1. De **autonome successie/ veroudering** naar climaxvegetaties is een heel krachtig proces.
2. Regressie van de vegetatie treedt pas op bij een **grenswaarde van 10 tot 15 cm onder de theoretische ondergrens van een vegetatiezone** en is mede afhankelijk van de mate van **ontwatering** door krekken.
3. De verklaring lijkt dat **kwelderplanten vooral in de periode van vestiging afhankelijk zijn van de hoogteligging en van het drainagepatroon**, daarna is die afhankelijkheid van de hoogteligging veel minder sterk.
4. Veranderingen in de vegetatie door een **verlaging van het maaiveld** (= toename relatieve zeespiegel) treden **langzaam of niet** op, maar veranderingen in de vegetatie door **vernatting** treden **direct** op.
5. Jaar-op-jaar schommelingen in jaargemiddelde hoogwaters verschuiven de kwelderzonering in de kwelderwerken met een vertraging van ca. 2 jaar (Dijkema et al. 2007). Eerder stelden Dijkema et al. (1990) dat de vertraging van de vegetatie extra opslibbing mogelijk maakt en zo voor **zelfregulering** zorgt. Het gaat er op te lijken dat deze hypothese uit 1990 wordt bevestigd (Dijkema et al. 2010 b).

Een opvallend resultaat van de monitoring op Ameland-Oost is dat alle PQ's waar de bedekking van de vegetatie is afgenomen een opslibbingtekort hebben (PQ's 3.9, 3.17, 3.18, 9.10, 9.11 en 9.12). Dit tekort toont het grote **belang van de kweldervegetatie bij de processen van kweldervorming en in de erosiebescherming** aan (Day et al. 2011). De grootste oorzaken van regressie en/of verjonging van de kweldervegetatie zijn niet de bodemdaling, maar vernatting door blokkering van een kreek of autonome kliferosie en vertrapping door vee

Met luchtfoto-analyses hebben Sanders et al. (2005) en Slim et al. (2011; [hoofdstuk 2.7](#)) gezien dat de **kliferosie** langs de Oerderduinen en De Hon eerder is begonnen dan de bodemdaling. De kliferosie is afgenomen van 2,4 m per jaar in de 80er jaren van de vorige eeuw naar 1,4 m per jaar in de jaren 90 naar 0,7 m per jaar in het huidige millennium. Tegelijkertijd vindt aan de wadkant van het midden van De Hon tijdens de huidige bodemdaling successie naar een **nieuwe kwelder** plaats door opslibbing, kreekvorming en instuiven van zand. Door bodemdaling is de kweldervegetatie in de **duinvallei** bij de locatie als gevolg van bodemdaling uitgebreid.

3.1.7.2. Vegetatie na afname van de bodemdaling

De **bodemdalingsnelheid** is de laatste jaren volgens het NAM-model Ameland_GRIDS_2010 op beide locaties afgenomen naar ca. 0,5 cm/jaar. De bodemdalingssnelheid was op Neerlands



Reid eerder dubbel zo hoog en op De Hon zelfs driedubbel zo hoog. **Die huidige afname van de dalingsnelheid is erg belangrijk voor de delen van de kwelder waar de bodemdaling onvoldoende door opslibbing wordt gecompenseerd.** Daardoor komt de balans tussen bodemdaling en opslibbing in evenwicht of wordt weer positief (zie de afbuiging van de groene lijn “maaiveldhoogte” in **figuur 3.1.13** en **bijlage 3.1 A**). De voorspelling van de **netto maaiveldhoogte** per PQ voor de periode 2009-2025 geeft extra inzicht in de effecten van de bodemdaling op Ameland: **de bodemdalingsnelheid per jaar is van veel groter belang voor effecten op kwelders dan de uiteindelijke daling.** Volgens NAM zal de bodemdalingsnelheid verder afnemen. **Omdat de opslibbingbalans nu al bezig is weer in evenwicht te komen voorspellen we dat de toekomstige bodemdaling op Ameland niet de trigger zal zijn voor een omslagpunt naar verlies van kwelderareaal.**

Voor de prognose is de **zonehypothese onder voorwaarden toegepast:**

1. Er is geen grenswaarde voor een negatieve **opslibbingbalans**.
2. De **grenswaarde** voor de zakking van het **maaiveld** onder de theoretische ondergrens van een vegetatiezone ligt tussen **10 en 15 cm**.
3. In **kommen** gaat ontwatering voor zonering.

We voorspellen dat de vegetatie van de **pionierzone** en de **lage kwelderzone** door de afnemende bodemdaling en de opslibbing met toenemende maaiveldhoogtes, successie en veroudering te maken krijgen. Voor de **midden- en hoge kwelderzones** zijn de afnemende bodemdaling en de opslibbing nog onvoldoende om de uitgangshoogte te herstellen. Het hangt van de lokale ontwatering door kreken af of de **centrale kom middenop De Hon** kwelder dichtslibt of dat daar secundaire pioniervegetaties of zelfs kwelderplassen zullen ontstaan. Tijdens de monitoring van de bodemdaling is meerdere malen waargenomen dat het effect van autonome ontwatering veel groter is dan het effect van bodemdaling. Als bodemdaling de afwatering zou beïnvloeden is dat een vergroting van de komberging waardoor de kreekvorming naar plassen sneller gaat. **We voorspellen dat de genoemde plekken middenop De Hon met effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie zich eerst nog wat kunnen uitbreiden.** Het areaal van de verschillende kwelderzones zullen in cyclische regressie/ successie wisselen in een orde grootte van enkele 10-tallen hectares. Uiteindelijk zal de centrale kom aantakken op een kreek, waarna de opslibbing en de vegetatiesuccessie toe gaan nemen.

3.1.7.3. Biodiversiteit en bodemdaling op Ameland

In zijn algemeenheid is ons huidige beeld over de effecten van bodemdaling door gaswinning op Ameland: de vroegere zorg om verlies van kwelderareaal heeft plaatsgemaakt voor de constatering dat een tijdelijke negatieve opslibbingbalans goed is voor de biodiversiteit van de kweldervegetatie. Bodemdaling heeft niet tot verlies van kwelderareaal geleid. Onbekend is wat er zonder bodemdaling zou zijn gebeurd. **Indien de opslibbingbalans langdurig negatief zou blijven kan een omslagpunt worden bereikt dat tot verlies van kwelderareaal zal leiden. Met 17-26 cm bodemdaling tussen 1986 en 2009 en is die grens op Ameland in 2010 niet bereikt.**

Het grote probleem waar vrijwel alle kwelders in de internationale Waddenzee deze eeuw mee te maken hebben is veroudering van de vegetatie naar een eenzijdige monoculture met Zeekweek (Dijkema et al. 2005 a, b; Dijkema et al. 2007; Esselink et al. 2009; Dijkema et al. 2010 a, b). Dat vertaalt zich op vele kwelders in achteruitgang van de biodiversiteit. **Op Ameland is die minder gewenste autonome ontwikkeling door bodemdaling geremd.** De gangbare beheermethode is meer beweiding wat niet altijd zonder neveneffecten is. Geschikte methodes om de veroudering van kwelders te keren bevorderen regressie, waarvoor forse subsidies worden toegekend door het Waddenfonds. **De prognose voor de vegetatie van 2010 tot 2025 laat zien dat de successie/ veroudering met het afnemen van de bodemdaling weer zal terugkeren.**



25 jaar monitoring van de bodemdaling op Ameland blijkt een leertraject voor “Monitoring met de hand aan de gaskraan” (Oost et al., 1998; Meijer et al., 2004; **figuur 3.1.47**). De bodemdaling op Ameland was groter dan wat op grond van de opslibbing voor een eilandkwelder verantwoord werd gedacht. Als gevolg daarvan is een achterstand in opslibbing op locaties verder van het wad en van de kreken ontstaan (de sedimentbronnen). Toch zijn de gemeten effecten op de vegetatie in 2010 klein. De prognose tot 2025 laat dezelfde beperkte effecten zien, maar tevens een versnelde successie/ veroudering van de vegetatie in de pionierzone en op de lage kwelder door het afnemen van de bodemdaling.

Bodemdaling blijkt een onverwacht positief effect op te leveren:

- De veroudering naar de climax-vegetatie met Zeekweek wordt in de PQ's tijdelijk afgeremd.
- Op de midden en hoge kwelder is de vertraagde successie langdurig.
- **De climax met Zeekweek is op de vegetatiekaarten daarom relatief stabiel op zowel de beweide als de onbeweide kwelder.**

CONCLUSIES monitoring Ameland :

- **Model Maaiveld Ameland GRIDS** : afnemende curve peilmerkdaling.
- **Effect op vegetatie** kent veel nuanceringen: **autonome successie** is krachtig, effect **begrazing**, en mate van **ontwatering door kreken**.
- **Vegetatiekaarten 2009** : bevestigen beeld PQ's.
- Verandering vegetatie **DIRECT** door effect **ontwatering** ; **NIET** of **LANGZAAM** door effect **maaiveldhoogte**.

Geleerd op Ameland :

- ❑ Er is geen **grenswaarde** voor een negatieve opslibbingbalans.
- ❑ **Grenswaarde** maaiveld onder ondergrens vegetatiezones ligt hoger: **tussen 10 en 15 cm = Natuurgrens**.
- ❑ **Opslibbingbalans** lager of negatief door bodemdaling. Remt **veroudering** kwelders Ameland = minder successie vegetatie naar hogere kwelder.



Figuur 3.1.47 Slotdia power point voor de Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland in december 2010 te Buren op Ameland
Power point for the Steering committee.



3.1.8. Literatuur

- Adam, P., 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press.
- Andresen, H., Bakker, J.P., Brongers, M., Heydemann, B. & Irmeler, U., 1990. Long-term changes of salt-marsh communities by cattle grazing. *Vegetatio* 89: 137-148.
- Armstrong, W., E.J. Wright, S. Lythe & J.T. Gaynard, 1985. Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. *J. Ecol.* 73: 323-339.
- Ashton, C.L., 1994. A comparison of salt marsh creek profiles on two contrasting East Anglian salt marshes. Script of a study report.
- Bakker, T.W.M., Klijn, J.A. & Van Zadelfof, F.J., 1979. Deelrapport Ameland (behorende bij Basisrapport TNO Duinvalleien). Studie- en informatiecentrum TNO voor milieu-onderzoek, Delft. 17 p. + 3 bijlagen.
- Bakker, J.P., 1997. Natuurbeheer in kustsystemen. Inauguratierede. RU Groningen, 36 p.
- Bakker, J.P., Bos, D., Stahl, J., de Vries, Y. & Jensen, A., 2003a. Biodiversität und Landnutzung in Salzwiesen. *Nova Acta Leopoldina NF* 87, 328: 163-194.
- Bakker, J.P., Bos, D. & de Vries, Y., 2003b. To graze or not to graze: that is the question. In: Wolff, W.J., K. Essink, A. Kellerman & M.A. van Leeuwe (eds). *Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*, pp. 67-88. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries and Department of Marine Biology, University of Groningen.
- Bakker, J.P., J. Bunje, K.S. Dijkema, J. Frikkie, N. Hecker, B. Kers, P. Körber, J. Kohlus & M. Stock, 2005. 7. Salt Marshes. In: K. Essink, C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Lüerssen, H. Marencic & W. Wiersinga (eds.). *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. 163-179.
- Bartholdy, J., J.B.T. Pedersen & A.T. Bartholdy, 2010 a. Autocompaction of shallow silty salt marsh clay. *Sedimentary Geology* 223: 310-319.
- Bartholdy, A.T., Bartholdy, J. Kroon, A., 2010 b. Salt marsh stability and patterns of sedimentation across a back barrier platform. *Marine Geology* 278, 31-42.
- Beeftink, W.G., 1986. De betekenis van de factor getij voor de schorrevegetatie. In: J. Rozema (ed.), *Oecologie van estuariene vegetatie*. Vrije Universiteit, Amsterdam; Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, 45 p.
- Beeftink, W.G., 1987a. De betekenis van de factor getij voor de schorrenvegetatie. In: J. Rozema. *Oecologie van estuariene vegetatie*. Vrije Universiteit Amsterdam; Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke: 1-45.
- Beeftink, W.G., 1987b. Vegetation responses to changes in tidal inundation of salt marshes. In: J. van Andel, J.P. Bakker & R.W. Snaydon (eds.), *Disturbance in grasslands*. Junk Publishers, Dordrecht, 97-117.
- Bayliss-Smith, T.P., Healey, R., Lailey, R., Spencer, T. & D.R. Stoddart, 1979. Tidal flows in salt marsh creeks. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9: 235-255.
- Bertness, M.D. & A.M. Ellison, 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* 57: 129-147.
- Bobbink, R., Braun, S., Nordin, A., Schutz, K., Strengbom, J., Weijters, M., Tomassen, H. 2011. Empirical N critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2010 update en review. Background document. B-ware Research centre, Nijmegen, 207 pp.



Boorman, L.A., Pakeman, R., Grooterix-Davis, N., Garbutt, A., Ashton, C.L., Pittman, S. & R. Walker (1993): The effects of environmental change on European salt marshes. Results of vegetation, water and sediment studies from the UK sites. ITE Project T08074A5, Progress Report: 2-9.

Bossinade, J.H., J. van den Bergs & K.S. Dijkema 1993. De invloed van de wind op het jaargemiddelde hoogwater langs de Friese en Groninger waddenkust. Rijkswaterstaat Directie Groningen/DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel. 22 p.

Boumans, R.M.J. & Day Jr., J.W., 1993. High precision measurements of sediment elevation in shallow coastal areas using a sedimentation-erosion table. *Estuaries* 16, 375-380.

Carter, R.W.G., 1988. Coastal Environments - An introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines. Academic Press - London, chapter 9, Coastal Wetlands - salt marshes: 335-346.

Dankers, N, K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim, 1987. De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. RIN Rapport 87/14, 86 p.
www.youtube.com/watch?v=pa0gDxpAHss

Day, J.W., G.P. Kemp, D.J. Red, D.R. Cahoon, R.M. Boumans, J.M. Suhayda & R. Gambrell, 2011. Vegetation death and rapid loss of surface elevation in two contrasting Mississippi delta salt marshes: The role of sedimentation, autocompaction and sea-level rise. *Ecological Engineering* 37: 229-240.

De Jong, D.J., De Jong, Z. & J.P.M. Mulder, 1994 a. Changes in area, geomorphology and sediment nature of salt marshes in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands) due to tidal changes. *Hydrobiologia* 282/283: 303-316.

De Jong, D.J. de & Van der Pluijm, A.M., 1994 b. Consequences of a tidal reduction for the salt-marsh vegetation in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 282/283: 317-333.

De Jong, D.J., Dijkema, K.S., Bossinade, J.H. & Janssen, J.A.M., 1998. SALT97. Classificatieprogramma voor kweldervegetaties. Rijkswaterstaat RIKZ, Dir. Noord-Nederland, Meetkundige Dienst; IBN-DLO. Diskette met programma en handleiding.

Diggelen, J. van, 1988. A comparative study on the ecophysiology of salt marsh halophytes. Thesis Free University, Amsterdam. 208 p.

Dijkema, K.S. 1983. The salt-marsh vegetation of the mainland coast, estuaries and Halligen. In: K.S. Dijkema & W.J. Wolff (eds), *Flora and vegetation of the Wadden Sea island and coastal areas*. Balkema, Rotterdam; 185-220.

Dijkema, K.S. 1987 a. Geography of salt marshes in Europe. *Z. Geomorph. N.F.* 31, 4: 489-499.

Dijkema, K.S., 1987 b. Changes in salt-marsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. In: A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Blom & J. Rozema (eds), *Vegetation between land and sea*. Junk, Dordrecht, 42-49.

Dijkema, K.S., 1997. Impact prognosis for salt marshes from subsidence by gas extraction in the Wadden Sea. *Journal of Coastal research* 13: 1294-1304.

Dijkema, K.S. & J. Bossinade 1990. Vegetatieclassificatie van Waddenzeekwelders volgens een vast typenstelsel. Intern RIN-rapport 90/15. Rijkswaterstaat Directie Groningen/Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel. 37 p.

Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Bouwsema, P. & De Glopper, R.J., 1990. Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. In: J.J. Beukema,



W.J. Wolff & J.J.W.M. Brouns (eds.), Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer Publishers, Dordrecht, 173-188.

Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Van den Bergs, J. & Kroeze, T.A.G., 1991. Natuurtechnisch beheer van kwelderwerken in de Friese en Groninger Waddenzee: greppelonderhoud en overig grondwerk. RIN-rapport 91/10; RWS Directie Groningen, Nota GRAN 1991-2002, 156 p.

Dijkema, K.S., Nicolai, A., De Vlas, J., Smit, C., Jongerius, H. & Nauta, H., 2001. Van Landaanwinning naar Kwelderwerken. Rijkswaterstaat directie Noord-Nederland, Leeuwarden, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Texel, 68 p.

Dijkema, K.S., De Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J. & Van Duin, W.E., 2005 a. Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water. Ontwikkeling van Potentiële Referenties en van een Potentiële Goede Ecologische Toestand. Alterra-TEXEL, WageningenUR; Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg; Rijkswaterstaat, Adviesdienst Geo-informatie en ITC, Delft. RIKZ/2005.020. 62 p.

Dijkema, K.S., De Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J. & Van Duin, W.E., 2005 b. Salt marshes in the Water Framework Directive. Development of Potential Good Ecological Statuses. Alterra-TEXEL, WageningenUR; Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg; Rijkswaterstaat, Adviesdienst Geo-informatie en ITC, Delft. RIKZ/2005.020. 62 p.

Dijkema, K.S., W.E. van Duin & H.F. van Dobben, 2005 c. Kweldervegetatie op Ameland: effecten van veranderingen in de maaiveldhoogte van Nieuwlandsdijk en De Hon. In: Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. Evaluatie na 18 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Ameland. 97 p.

Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman & P.W. van Leeuwen, 2007. Monitoring van kwelders in de Waddenzee. Rapport in het kader van het WOT programma Informatievoorziening Natuur i.o. (WOT IN). ALTERRA rapport 1574; IMARES-rapport C104/07; WOT IN serie nr. 5. 63 p.

www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Dossiers/Natuur_en_Landschap/pdf/Alterra_Kwelder_WOT_Rapport1574.pdf

Dijkema, K.S., Van Duin, W.E., Meesters, H.W.G, Zuur, A.F., Ieno, E.N & Smith, G.M., 2007. 35 Sea level change and salt marshes in the Wadden Sea: A time series analysis. In: Analysing Ecological Data. Springer Science + Business Media. 601-614.

Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H. Venema & J.J. Jongsma, 2010 a. 50 jaar monitoring en beheer van de Friese en Groninger kwelderwerken 1960-2009. Werkgroep Onderzoek Kwelderwerken (WOK), Jaarverslag Stuurgroep Kwelderwerken augustus 2009-juli 2010. Wageningen IMARES; Rijkswaterstaat. 79 p. + bijlagen.

www.waddenzee.nl/Monitoring_kwelderwerken.1191.0.html
http://content.alterra.wur.nl/Webdocs/WOT/Werkdocumenten/WOTwerkdocument_229.pdf
http://www.wotnatuurenmilieu.wur.nl/NR/rdonlyres/CD360857-4442-4946-856F-75A4582C5114/143180/WOTwerkdocument_229_Bijlage.pdf

Dijkema, K.S., W.E. van Duin, E.M. Dijkman, A. Nicolai, H. Jongerius, H. Keegstra, L. van Egmond, H. Venema & J.J. Jongsma, 2011. Friese en Groninger kwelderwerken: monitoring en beheer 1960-2010. Werkgroep Onderzoek Kwelderwerken (WOK), Jaarverslag Stuurgroep Kwelderwerken augustus 2010-juli 2011. Wageningen IMARES; Rijkswaterstaat. In prep.

Dijkema, K.S., A.S. Kers & W.E. van Duin, 2010 b. Salt marshes: applied long-term monitoring. In: Marencic, H., Eskildsen, K., Farke, H. and Hedtkamp, S., (Eds.). Science for Nature Conservation and Management: the Wadden Sea Ecosystem and EU Directives. Proceedings of the 12th International Scientific Wadden Sea Symposium in Wilhelmshaven, Germany, 30 March - 3 April 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 26. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. 35-40. www.waddensea-secretariat.org/news/symposia/ISWSS-2009.html



Duin, W.E. van, Dijkema, K.S. & Zegers, J., 1997. Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. IBN-rapport 326, 104 p.

Duin, W.E. van, K.S. Dijkema & P.-W. van Leeuwen, 2011. Vegetatie en opslibbing in de Peazemerlannen en het referentiegebied west-Groningen: Jaarrapportage 2010. Wageningen IMARES. Rapport C018/11. 43 p. + bijlagen.

Erchinger, H.F., 1985. Dünen, Watt und Salzwiesen. Das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover, 1-59.

Esselink, P., 2000. Nature management of coastal salt marshes. Interactions between anthropogenic influences and natural dynamics. Thesis University of Groningen. 253 p.

Esselink, P., J. Petersen, S. Arens, J.P. Bakker, J. Bunje, K.S. Dijkema, N. Hecker, U. Hellwig, A.-V. Jensen, B. Kers, P. Körber, E.J. Lammerts, G. Luerßen, H. Marencic, M. Stock, R. Veeneklaas, M. Vreeken & M. Wolters, 2010. QSR 2009. Salt Marshes. Thematic Report No. 8. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. <http://www.waddensea-secretariat.org/QSR-2009/index.htm>

Eysink, W.D., Dankers, N., Dijkema, K.S., Van Dobben, H.F., Smit, C.J. & De Vlas, J., 1995. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen en Texel, Waterloopkundig Laboratorium, Lelystad. 66p.+ figuren, tabellen en appendix.

Eysink, W.D., K.S. Dijkema, H.F. van Dobben, P.A. Slim, C.J. Smit, J. de Vlas, M.E. Sanders, J. Wiertz & E.P.A.G. Schouwenberg, 2000. Monitoring effecten bodemdaling op Ameland-Oost. Evaluatie na 13 jaar gaswinning. Begeleidingscommissie Monitoring Bodemdaling Ameland.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Pauliszen D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18:1-248.

Feekes, W., 1950. Bouw en plantengroei. In: G.A. Brouwer et al. Griend, het vogeleiland in de Waddenzee. Martinus Nijhoff, 's Gravenhage: 82-187.

Finney, D.J. 1971. Probit Analysis (third edition). Cambridge University Press, Cambridge.

French, J., Spencer, T. & Stoddart, D., 1990. Backbarrier salt marshes of the north Norfolk coast: geomorphic development and response to rising sea-level. Ecology and Conservation Unit, paper no. 54, University College London, 35 p.

French, J.R. & Stoddart, D.R., 1992. Hydrodynamics of salt marsh creek systems: Implications for marsh morphological development and material exchange. Earth Surface Processes and Landforms 17: 235-252.

Groot, A.V. de, R.M. Veeneklaas & J.P. Bakker, 2011. Sand in the salt marsh: Contribution of high-energy conditions to salt-marsh accretion. Marine Geology 282: 240-254.

Grotjahn, M., Michaelis, H., Obert, B. & Stephan, H.-J., 1983. Höhenentwicklung, Sediment, Vegetation und Bodenfauna in den Landgewinnungsfeldern beiderseits des Cappeler Tiefs (1957-1978). Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz 34, Jber.1982: 64-93.

Jakobsen, B., 1954. The tidal area in south-western Jutland and the process of the salt marsh formation. Geografisk Tidsskrift 53: 49-61.

Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F., Van Tongeren, O. F. R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.

Kamps, L.F., 1956. Slibhuishouding en landaanwinning in het oostelijk waddengebied. Rijkswaterstaat Directie Landaanwinning, Baflo, 93 p.



- Kamps, L.F., 1962. Mud distribution and land reclamation in eastern wadden shallows. *Rijkswaterstaat Communications* 4: 1-73.
- Kers, A.S., Van Wijnen, H.J. & G. Walrecht, 1998. Kleidikte, opslibbing en vegetatie Oosterkwelder Schiermonnikoog. Laboratorium voor Plantenoecologie, RU Groningen, 36 p. + 14 bijlagen.
- Kers, B., D. de Jong, J. Bergwerff, K.S. Dijkema & S. Hennekens, in prep. SALT2008. Toedelingssleutel voor zoute en brakke vegetaties voor de Nederlandse kwelders en stranden. Rijkswaterstaat DID, Rijkswaterstaat Zeeland, IMARES, ALTERRA.
- Kestner, F.J.T., 1975. The loose-boundary regime of the wash. *Geogr. J.*, 141: 388-414.
- Kiehl, K., Esselink, P. & Bakker, J.P., 1997. Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marshes. *Oecologia* 111: 325-330.
- Kiehl, K., Esselink, P., Gettner, S. & Bakker, J.P., 2001. The impact of sheep grazing on net mineralization rate in two temperate salt marshes. *Plant biol.* 3: 553-560.
- Koppel, J. van de, Wal, D. van der, Bakker, J.P. & Herman, P.M.J., 2005. Self-organisation and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165 (1): in press.
- Leendertse, P.C., A.J.M. Roozen & J. Rozema, 1997. Long-term changes (1953-1990) in the salt marsh vegetation at the Boschplaat on Terschelling in relation to sedimentation and flooding. *Plant Ecology* 132: 49-58.
- Leeuw, J. de, H. Olf & J.P. Bakker, 1990. Year-to-year variation in peak above ground biomass of six salt-marsh angiosperm communities as related to rainfall deficit and inundation frequency. *Aquatic Botany* 36: 139-151.
- Long, S.P. & Mason, C.F., 1983. Saltmarsh ecology. Tertiary level biology. Blackie, Glasgow - London. Chapter two, Saltmarsh formation, physiography and soils: 12-38.
- Meijer, W., Ladders-Elfferich, P.C. & Hermans, L.M.L.H.A., 2004. Ruimte voor de Wadden. Eindrapport Adviesgroep Waddenzeebeleid. 63 p +bijlagenrapport.
- Molenaar, W.J. & J. Krol, 2011. Begrazingsonderzoek Nieuwlandsrijd. 3.3 Inventarisatie van de begrazing van het Nieuwlandsrijd door vee en ganzen. Natuurcentrum Ameland. Hoofdstuk 3.2 van dit rapport monitoring Ameland.
- Nolte, S., E.C. Koppenaal, S. Temmerman, P. Esselink, K.S. Dijkema, M. Schürch, in prep. A review on sedimentation measurements methods from an ecological perspective.
- Oberdorfer, E. 1979. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer, Stuttgart.
- Olf, H., Bakker, J.P. & Fresco, L.F.M., 1988. The effect of fluctuations in tidal inundation frequency on a salt marsh vegetation. *Vegetatio* 78: 13-19.
- Olf, H., De Leeuw, J., Bakker, J.P., Platerink, R.J., Van Wijnen, H.J., De Munck, W., 1997. Vegetation succession and herbivory in a salt marsh: changes induced by sea level rise and silt deposition along an elevational gradient. *Journal of Ecology* 85 (6), 799-814.
- Oost, A.P. & Dijkema, K.S., 1993. Effecten van bodemdaling door gaswinning in de Waddenzee. IBN-rapport 025. DLO-Institute for Forestry and Nature Research, Texel and Utrecht University, 134 p.+8 suppl.
- Oost, A.P., Ens, B.J., Brinkman, A.G., Dijkema, K.S., Eysink, W.D., Beukema, J.J., Gussinklo, H.J., Verboom, B.M.J. & Verburgh, J.J., 1998. Integrale Bodemdalingsstudie Waddenzee. Instituut voor Aardwetenschappen, Universiteit Utrecht (UU), Utrecht, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Texel, Waterloopkundig Laboratorium (WL | delft hydraulics),



Delft, Nederlands Instituut Onderzoek der Zee (NIOZ), Texel, Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V. (NAM), Assen.

Payne, R.W., Harding, S.A., Murray, D.A., Soutar, D.M., Baird, D.B. Glaser, A.I., Channing, I.C., Welham, S.J., Gilmour, A.R. Thompson, R., Webster 2010. Genstat Release 13 Reference Manual. VSN International Ltd, Hemel Hempstead UK.

Pethick, J.S., 1974. The distribution of salt pans on tidal marshes. J. Biogeogr. 1: 57-62.

Pestrong, R., 1965. The development of drainage patterns on tidal marshes. Stanford University Publications, Geological Sciences, Volume X, Number 2, 87 p.

Ranwell, D.S., 1964. *Spartina* marshes in southern England. II. Rate and seasonal pattern of sediment accretion. Journal of Ecology 52: 79-94.

Reents, S., 1995. Vergelijking van het kunstmatige afwateringssysteem in de kwelderwerken met natuurlijke kreekssystemen. Stageverslag Rijkswaterstaat, Directie Noord-Nederland en IBN-DLO, Texel, 97 p. incl. bijlagen.

Reents, S., K. Dijkema, J. van den Bergs, J. Bossinade & J. de Vlas 1999. Drainage systems in the Netherlands foreland salt marshes and natural creek systems. Senckenbergiana maritima 29 (Suppl.): 125-126.

Sanders, M.E., P.A. Slim & R.M.A 2005 Wegman Monitoring kwelderrand Oerderduinen. Alterra-rapport. 52 p.

<http://www.waddenzee.nl/fileadmin/content/Bodemdaling/2005/pdf/samenvatting2005verkl.pdf>

Schaminée, J H J, Weeda, E J, Westhoff, V. 1998. De vegetatie van Nederland 4: plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala.

Scholten, M., P.A. Blaauw, M. Stroetenga & J. Rozema, 1987. The impact of competitive interactions on the growth and distribution of plant species in salt marshes. In: A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Blom & J. Rozema. Vegetation between land and sea. Junk, Dordrecht, Boston, Lancaster: 270-281.

Schroevers, P., & Van Leeuwen, C., 1962. Excursierapport Ameland. RIVON.

Slim, P.A., R.M.A. Wegman, M.E. Sanders, H.P.J Huiskes & H.F. van Dobben 2011. Monitoring kwelderrand Oerderduinen. Alterra Wageningen. 58 p.

Snow, A.A. & S.W. Vince, 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh II. An experimental study of the role of edaphic conditions. J. Ecol. 72: 669-684.

Steers, J.A., 1959. Salt marshes. Endeavour 18 (70): 75-82.

Steers, J.A., 1977. Physiography. In: V.J. Chapman (ed.), Wet coastal ecosystems. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam - Oxford - New York, 31-60.

Stoddart, D.R., Reed, D.J. & French, J.R., 1989. Understanding salt marsh accretion, Scolt Head Island, Norfolk, England. Estuaries 12: 228-236.

Temmerman, S., Govers, G., Meire, P., Wartel, S., 2004. Simulating the long-term development of levee-basin topography on tidal marshes. Geomorphology 63, 39-55.

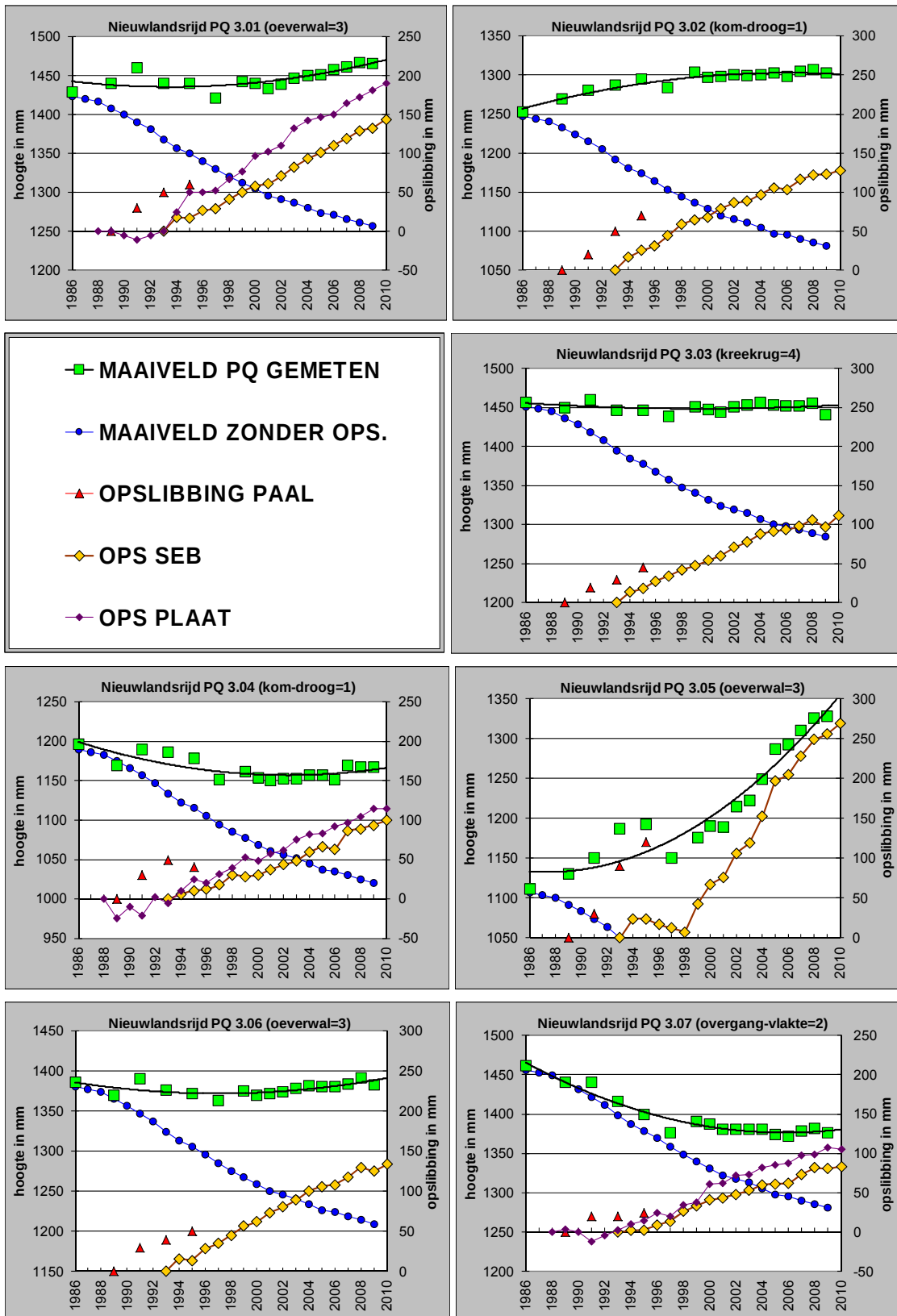
Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P., 2002. CANOCO reference manual and Canodraw for windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca USA, 500 p.

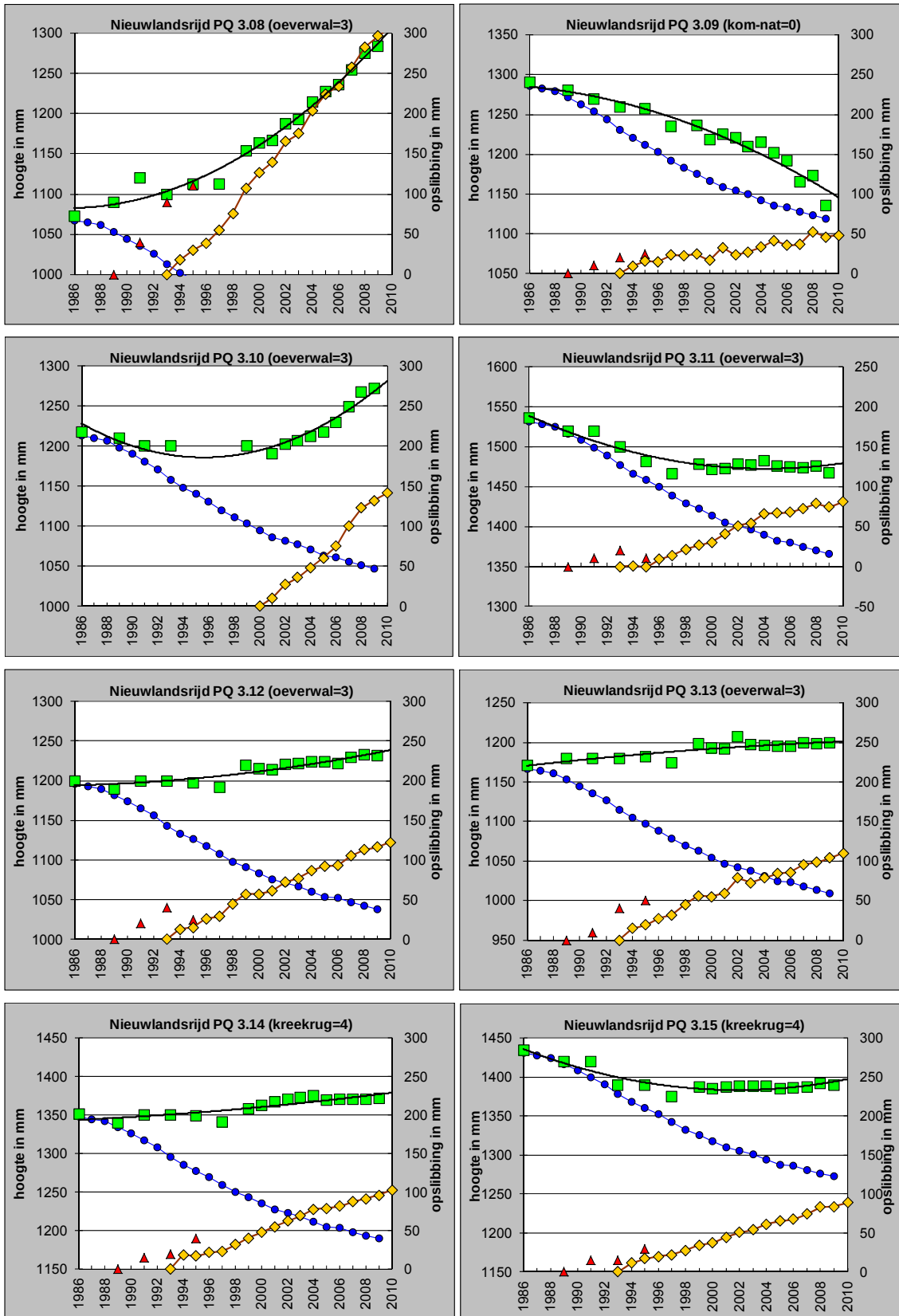


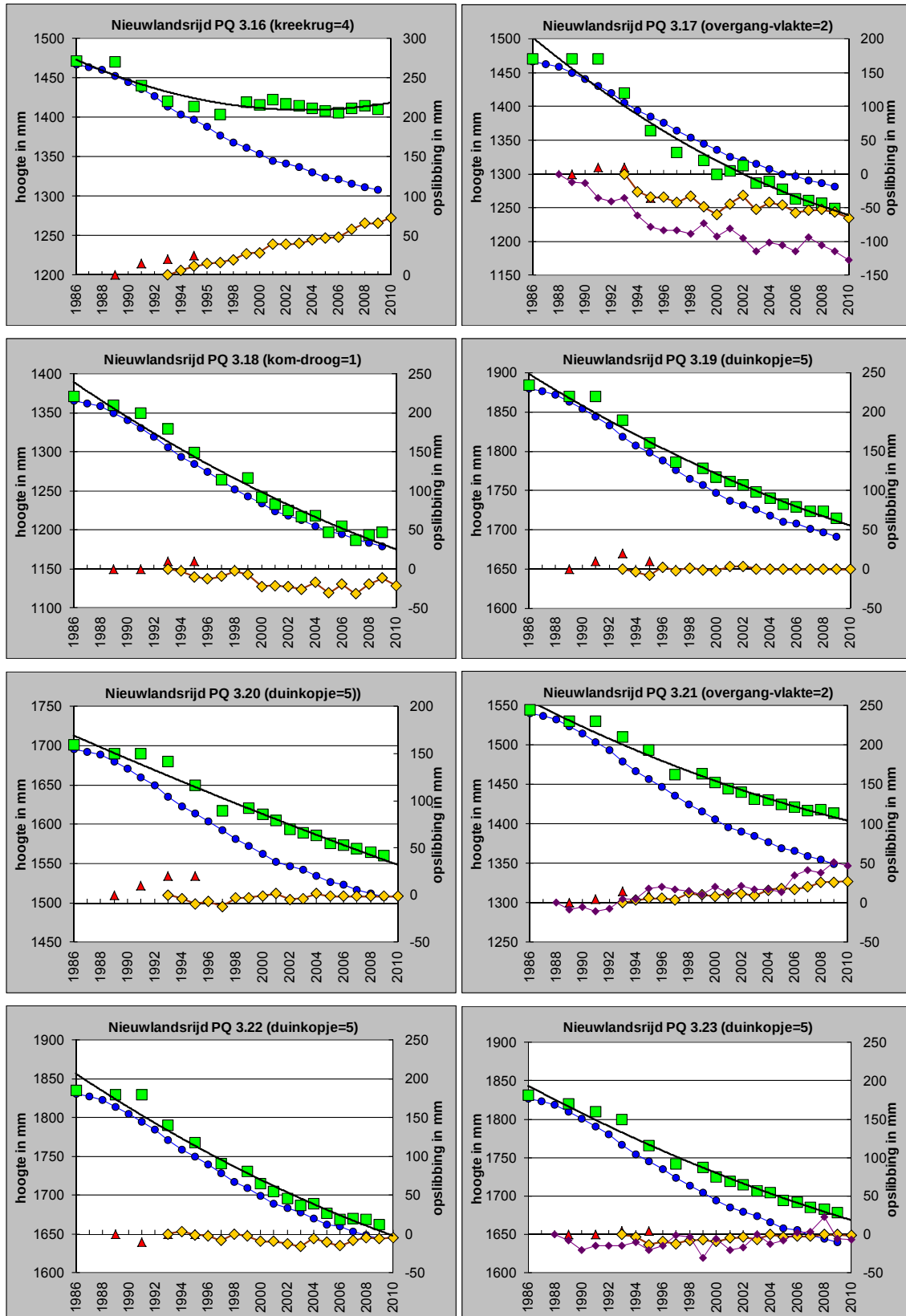
- Straaten, L.M.J.U. van, 1964. De bodem der Waddenzee. in: Het Waddenboek. *Nederl. geol. Ver.*, Thieme: 75-151.
- Van der Meijden, R., Weeda, E. J., Holverda, W. J., Hovenkamp, P. H. 1990. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Van Dobben, H.F., Slim, P.A. 2011. Past and future plant diversity of a coastal wetland driven by soil subsidence and climate change. *Climatic Change*, DOI 10.1007/s10584-011-0118-5.
- Van Wijnen, H., 1999. Nitrogen dynamics and vegetation succession in salt marshes. Thesis University of Groningen. 152 p.
- Van Wijnen, H. & Bakker, J.P., 2000. Annual nitrogen budget of a temperate coastal barrier salt-marsh system along a productivity gradient at low and high marsh elevation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. Vol 3/2: 128-141.
- Veeneklaas, R.M., K.S. Dijkema, N. Hecker & J.P. Bakker, in prep. Spatio-temporal dynamics of the invasive salt-marsh plant species *E. atherica* on natural salt marshes.
- Verhoeven, B., 1983. Geomorphology and soil of salt marshes. in: Dijkema, K.S. & W.J. Wolff [eds.]: Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas. Final report of the section 'Flora and vegetation of the islands' of the Wadden Sea Working Group: 26-37.
- Verhoeven, B. & Akkerman, J., 1967. Buitendijkse mariene gronden, hun opbouw, bedijking en ontginning. *Van Zee tot Land* 45: 9-63.
- Vince, S.W. & A.A. Snow, 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution, abundance and environmental factors. *J. Ecol.* 72: 651-667.
- Von Weihe, K., 1979. Morphologische und ökologische Grundlagen der Vorlandsicherung durch *Puccinellia maritima* (Gramineae). *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 32: 239-254.
- Warming, 1904. Bidrag til Vadernes, Sandenes of Marskens Naturhistorie. *Mem. Acad. Roy. Sci. et Lettres de Denmark*, 7mm series, D, 2.
- Wamelink, G. W. W., Ter Braak, C. J. F., Van Dobben, H. F., 2003. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18:513-527.
- Weeda, E. J., Westra, R., Westra, Ch., Westra, T. 1985-1994. De Nederlandse Oecologische flora, Vol. 1 - 5. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Westhoff, V., J.H.J. Schaminee & K.S. Dijkema, 1998. 26. *Asteretea tripolii*. In: J.H.J. Schaminee, E.J. Weeda & V. Westhoff (eds.). De vegetatie van Nederland. Deel 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala, 89-130.
- Wohlenberg, E., 1933. Das Andelpolster und die Entstehung einer charakteristischen Abrasionsform im Wattenmeer. *Wiss. Meeresunters. NF. Abt. Helgoland* 19:1-11.
- Wohlenberg, E., 1953. Sinkstoff, Sediment und Anwachs am Hindenburgdamm. *Die Küste* 2: 33-94.
- Yapp, R.H., Johns, D. & Jones, O.T., 1917. The salt marshes of the Dovey estuary. *The British Ecological Society* 5:65-103.

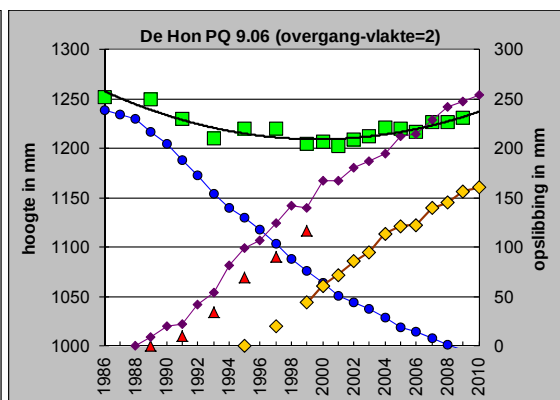
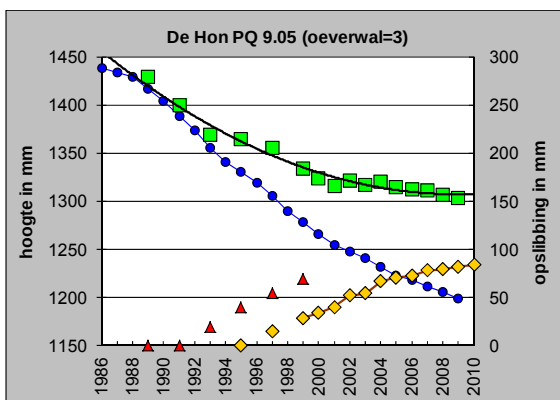
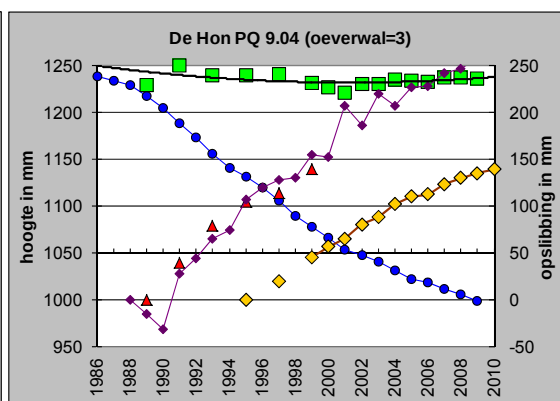
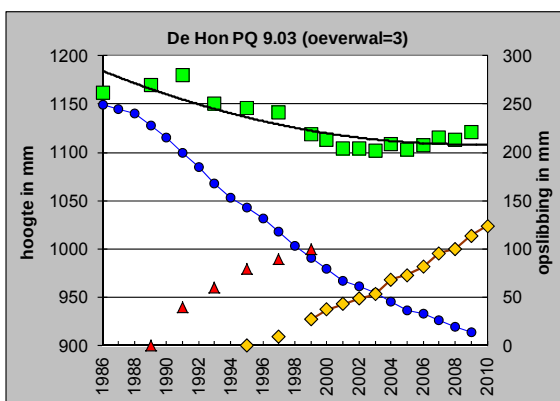
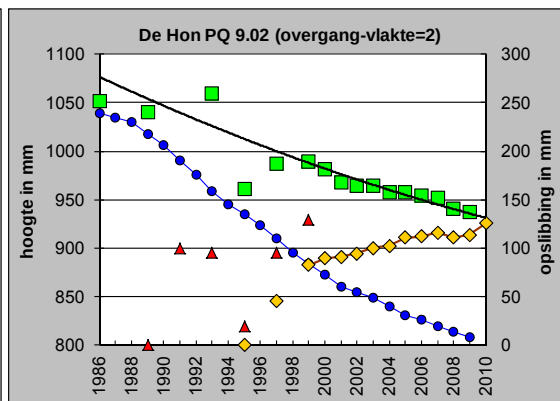
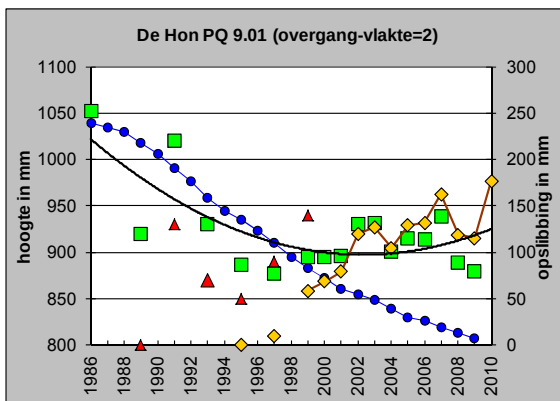
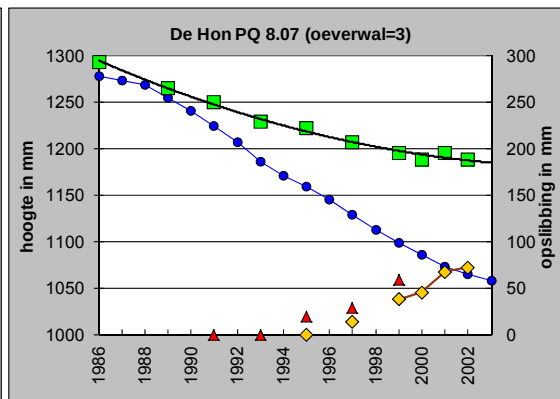
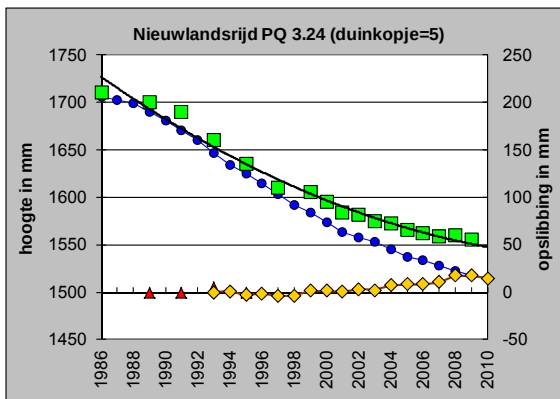


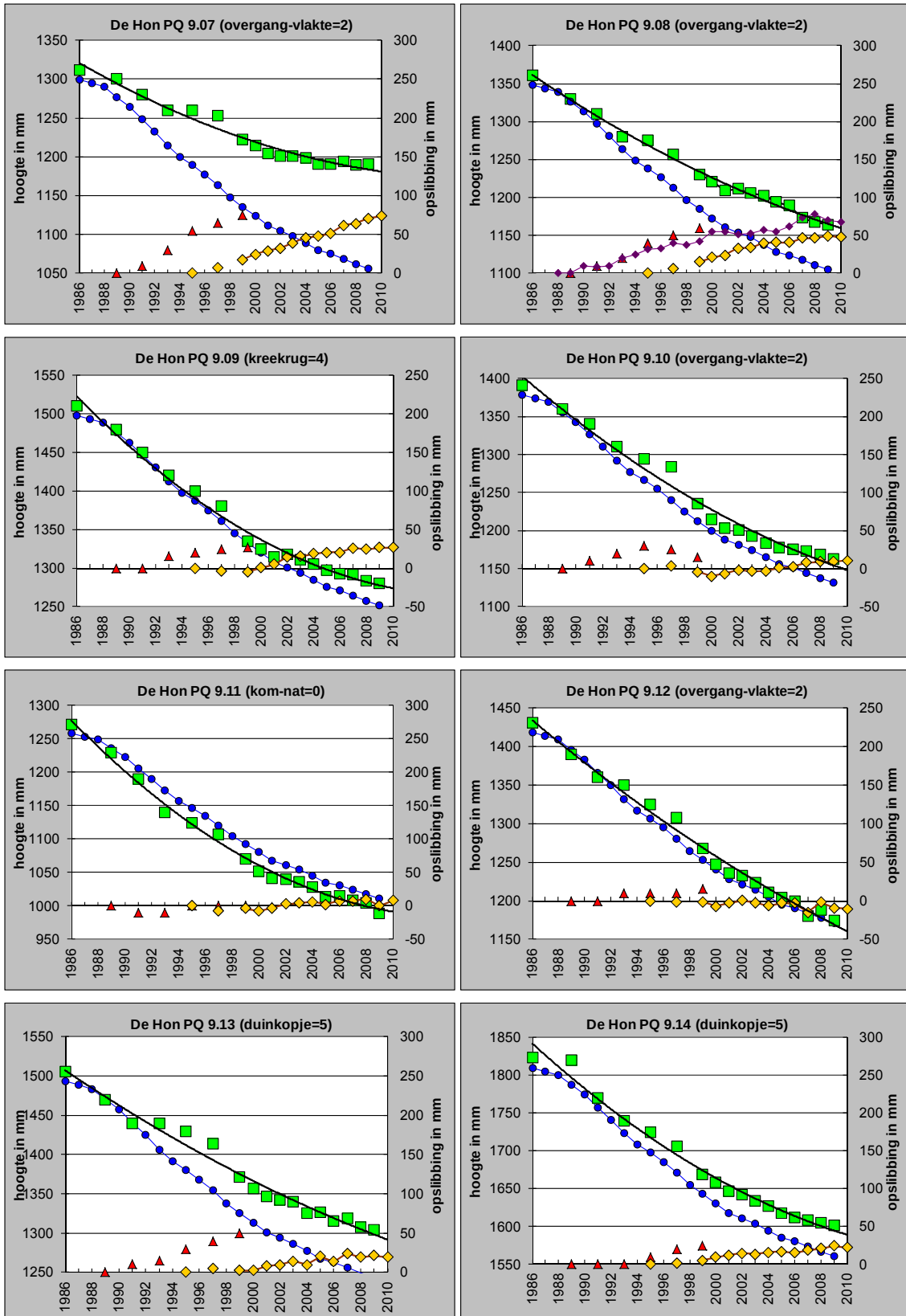
Bijlage 3.1 A Basisfiguren bodemdaling en opslibbing 1986-2010





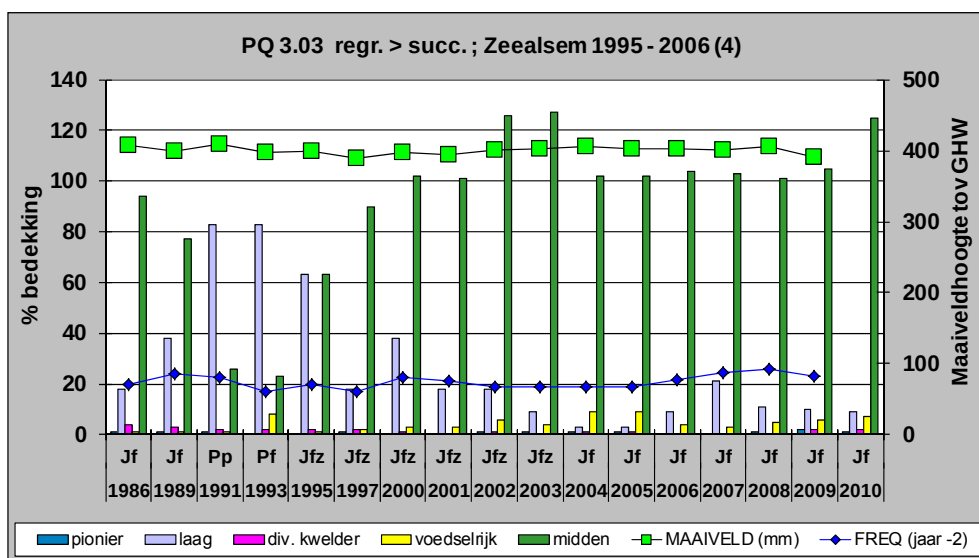
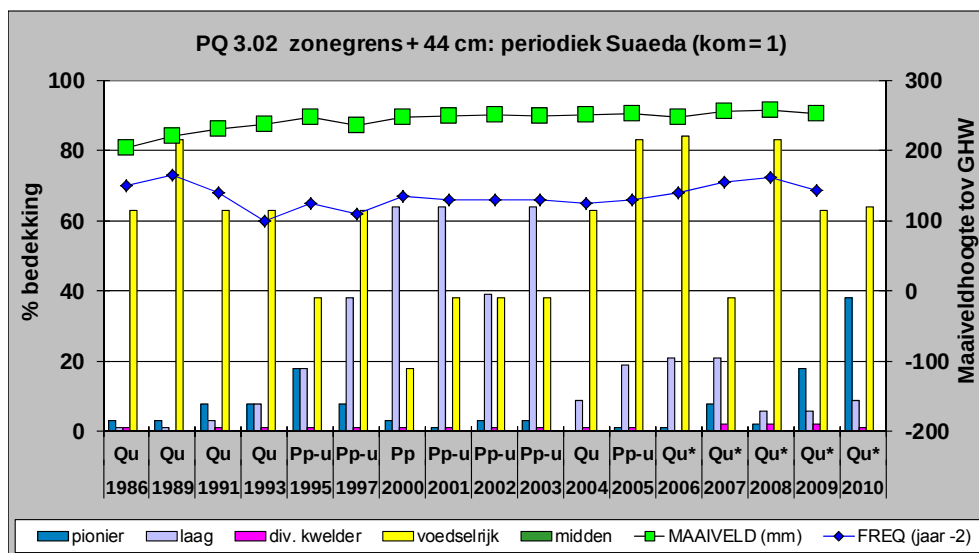
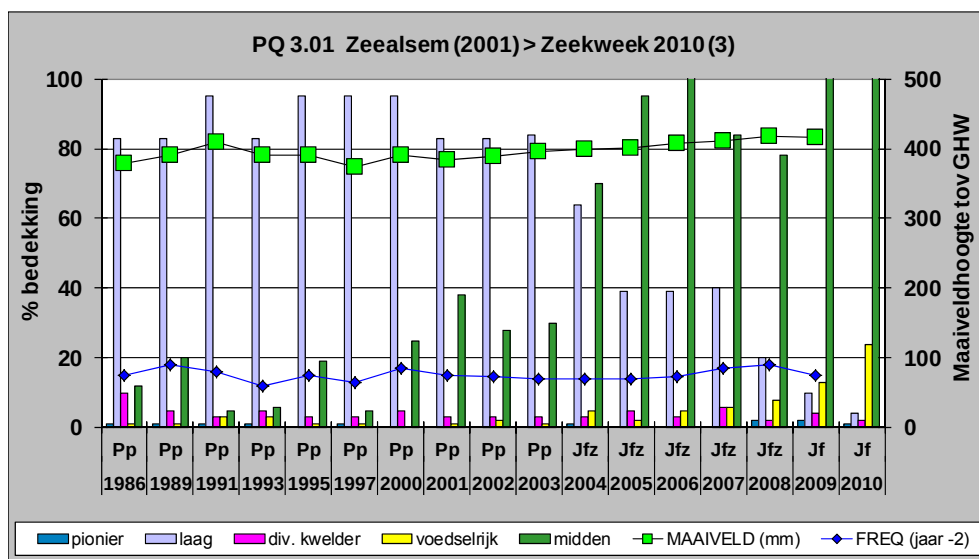


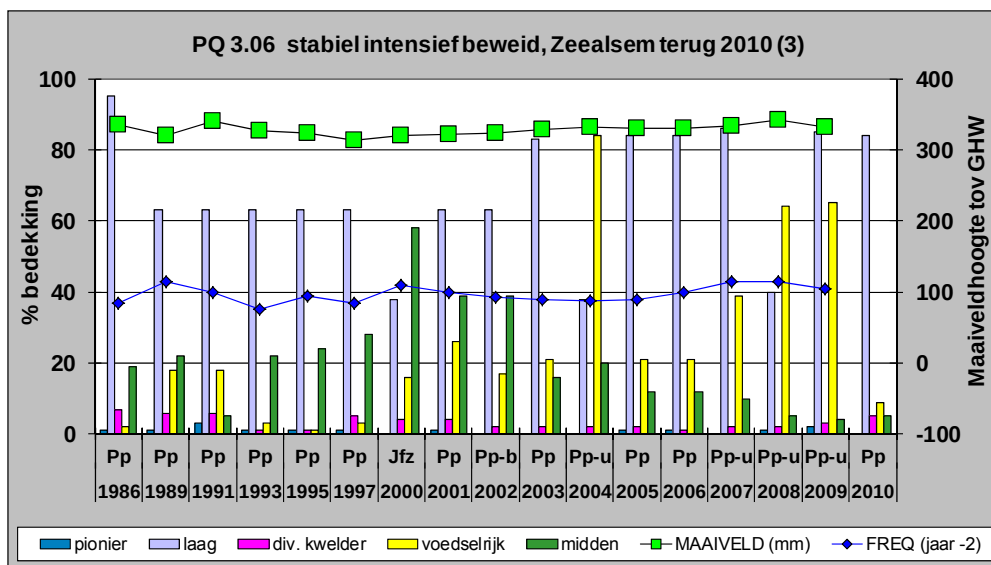
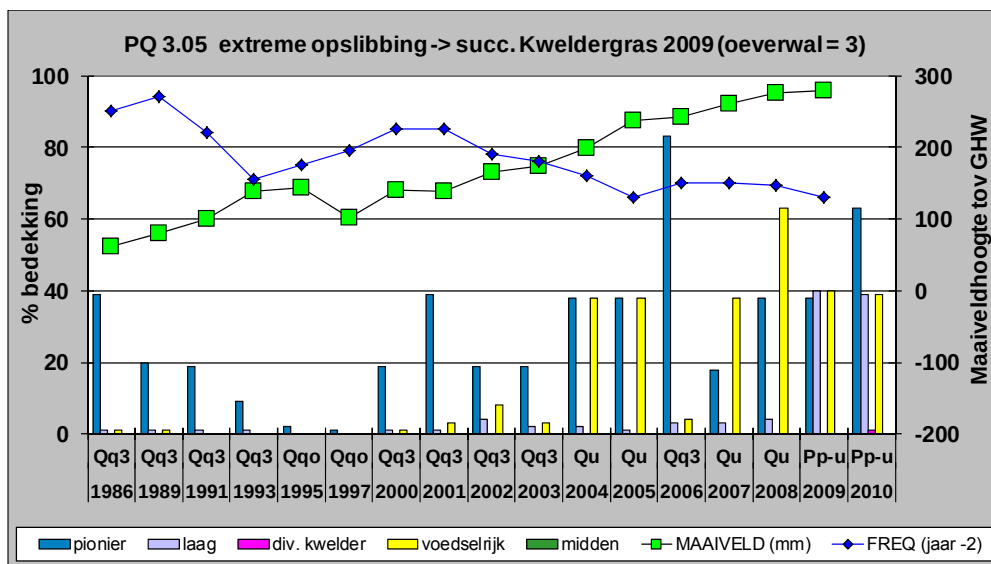
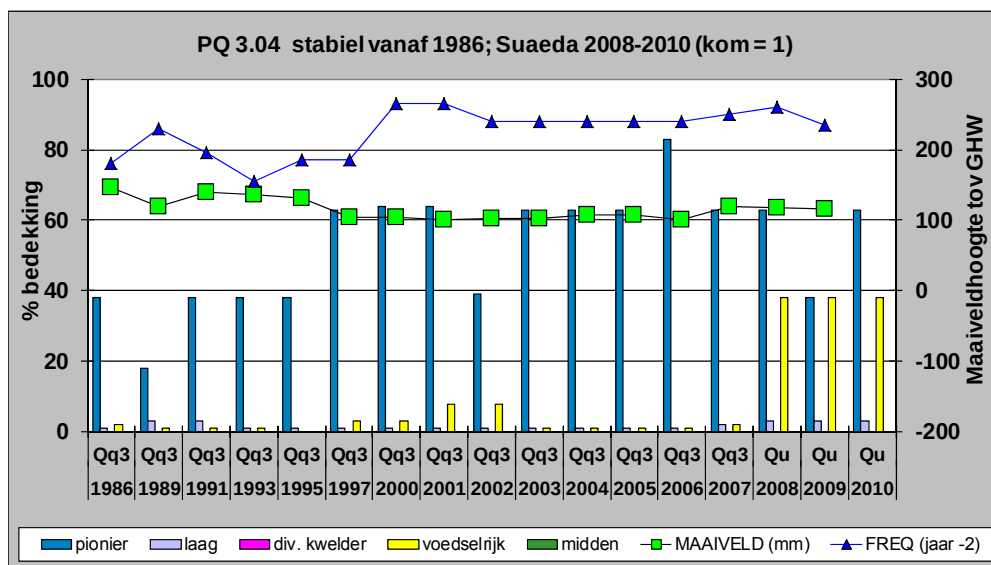


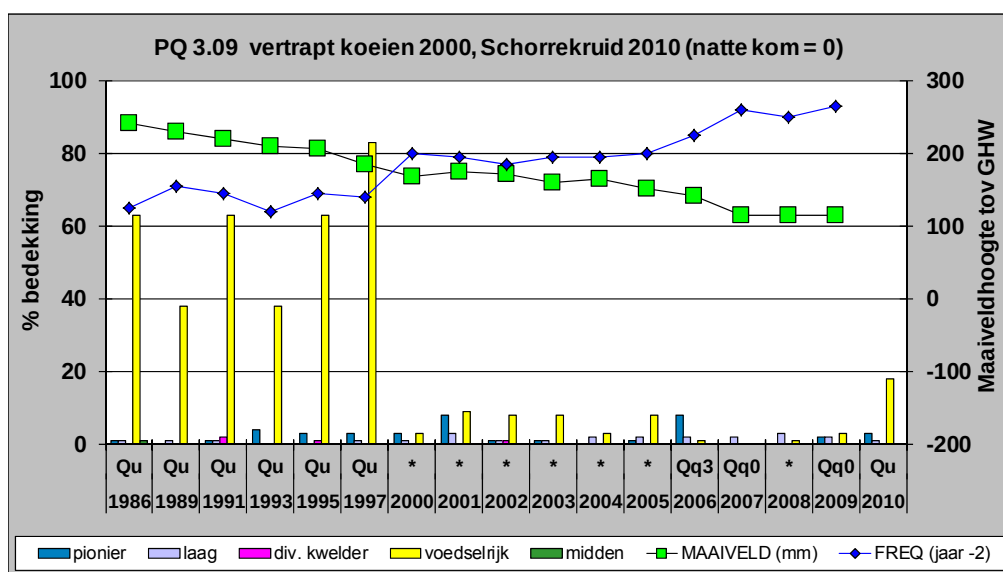
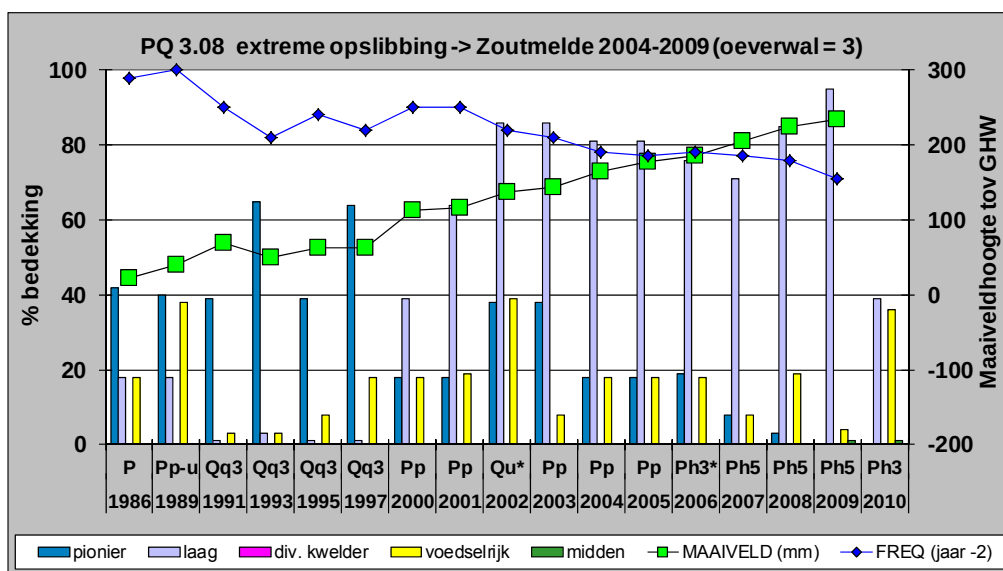
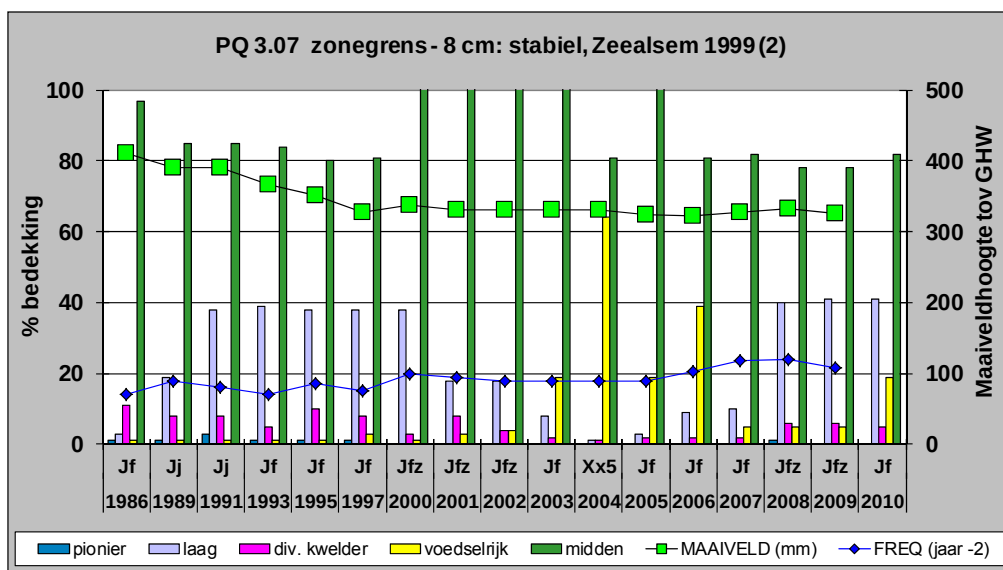


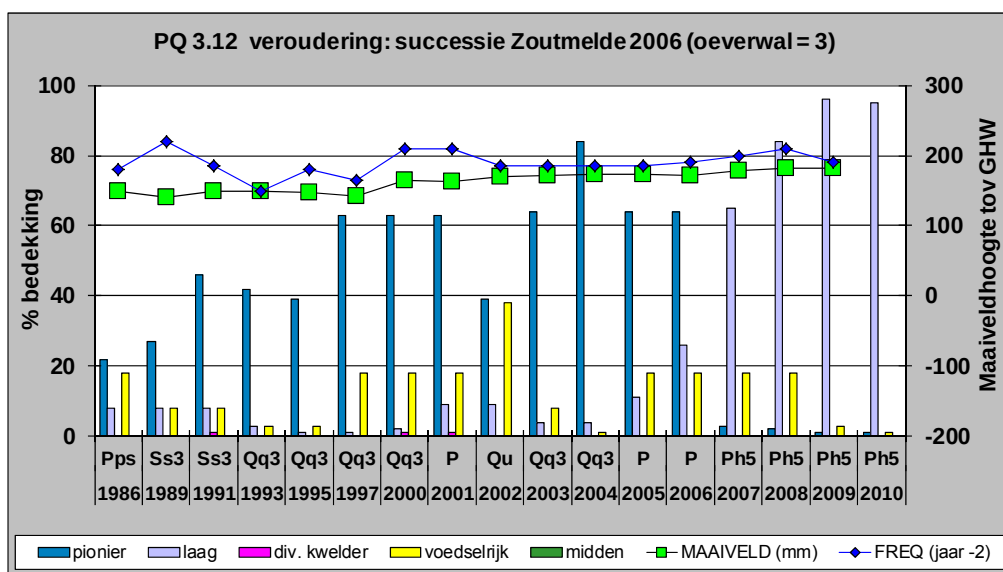
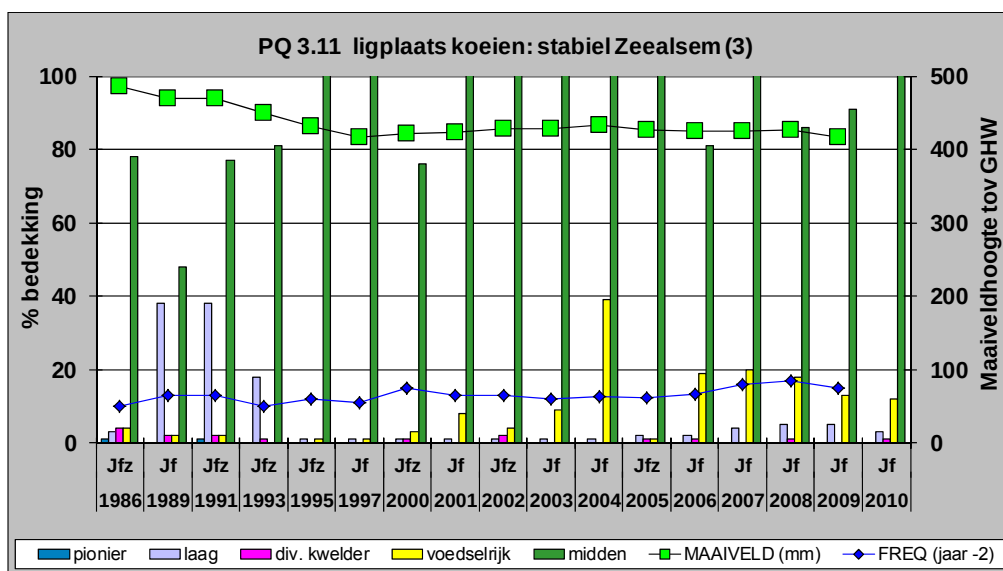
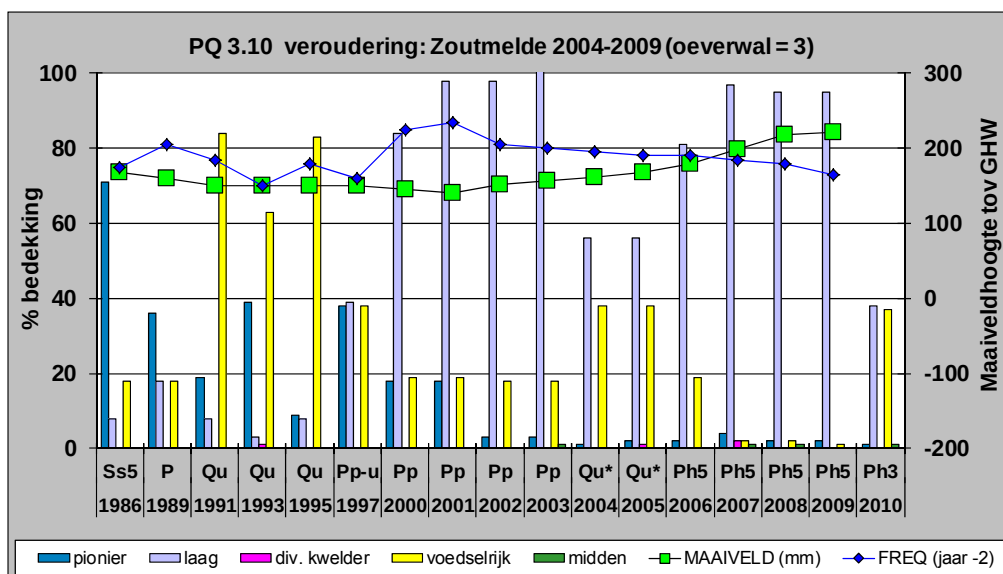


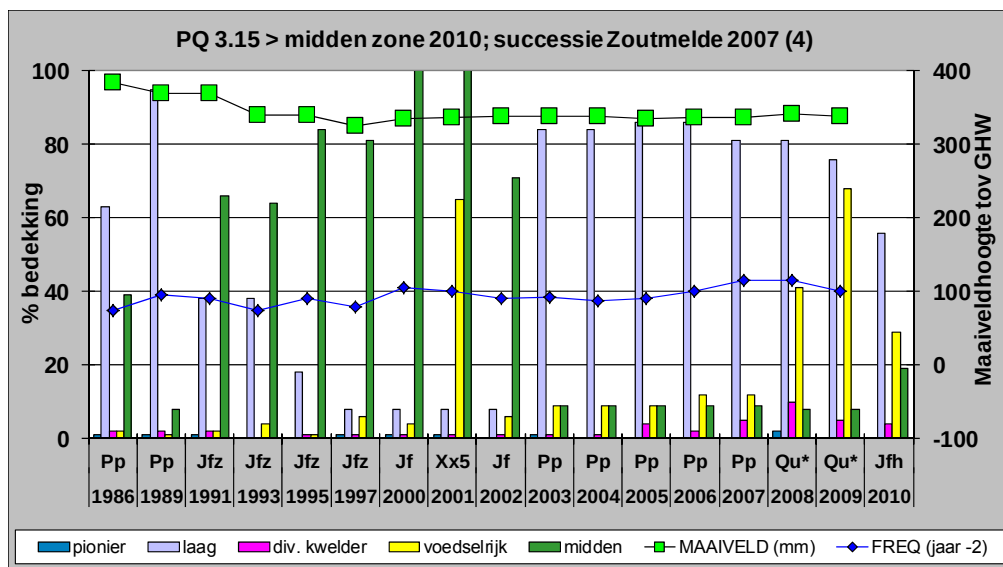
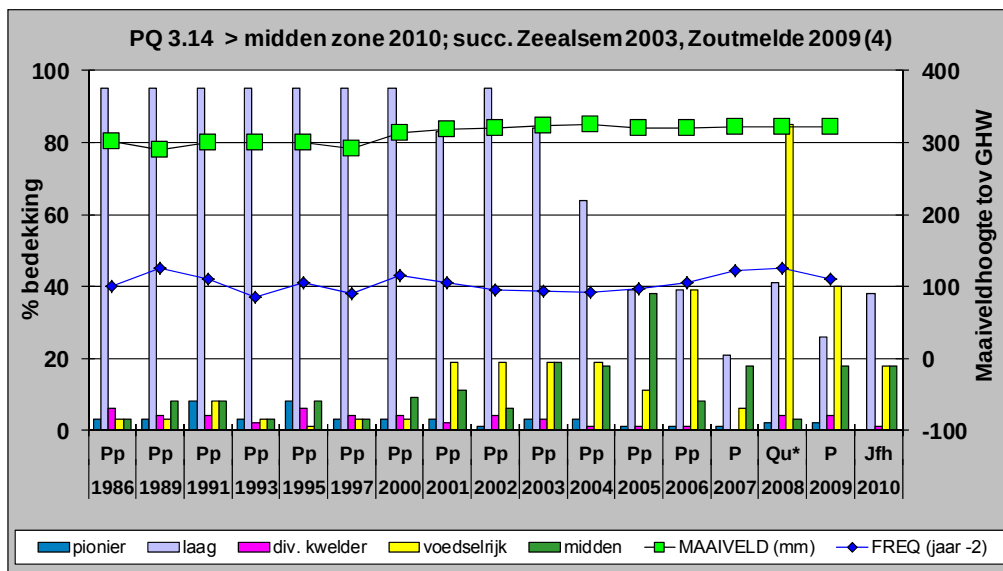
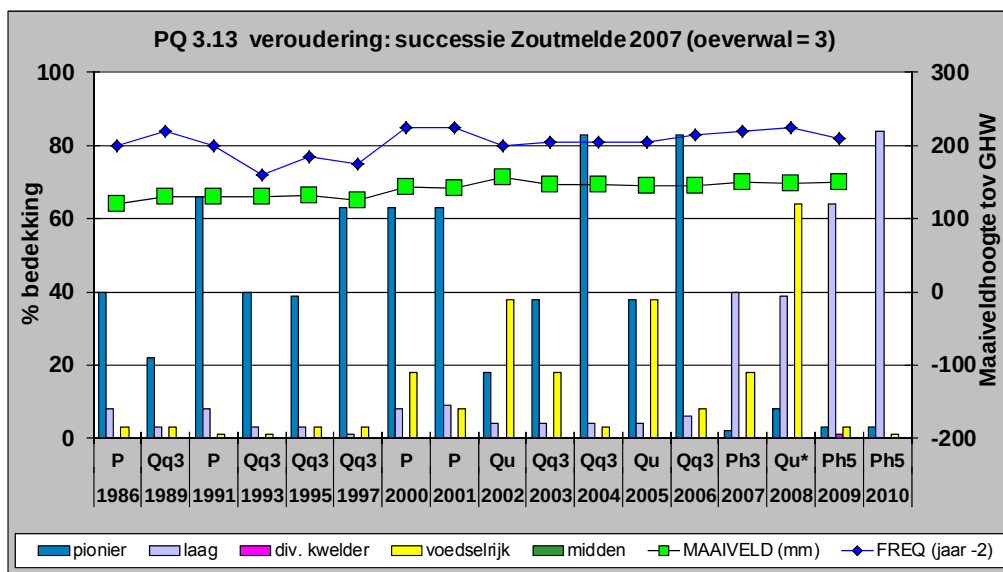
Bijlage 3.1 B Basisfiguren vegetatie 1986-2010

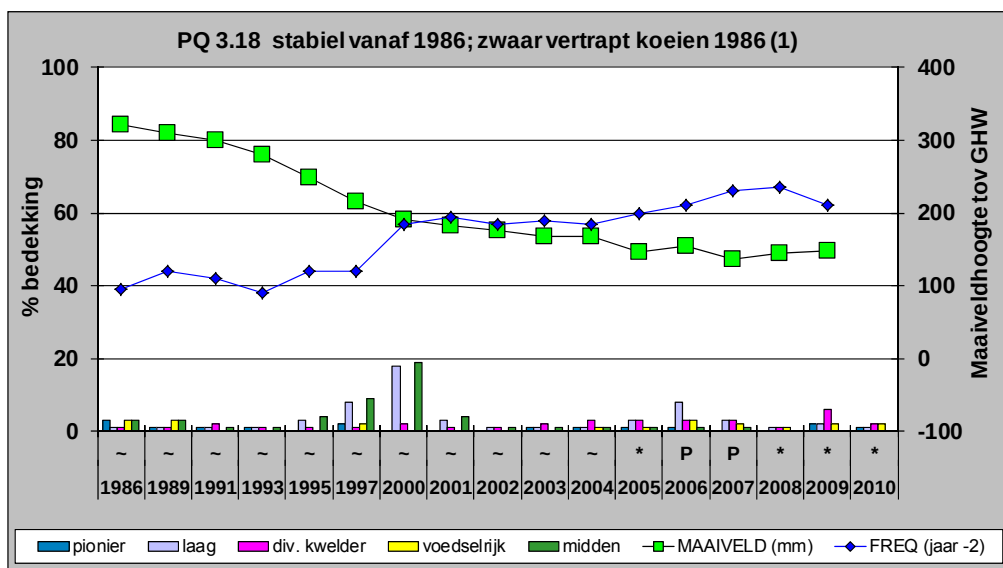


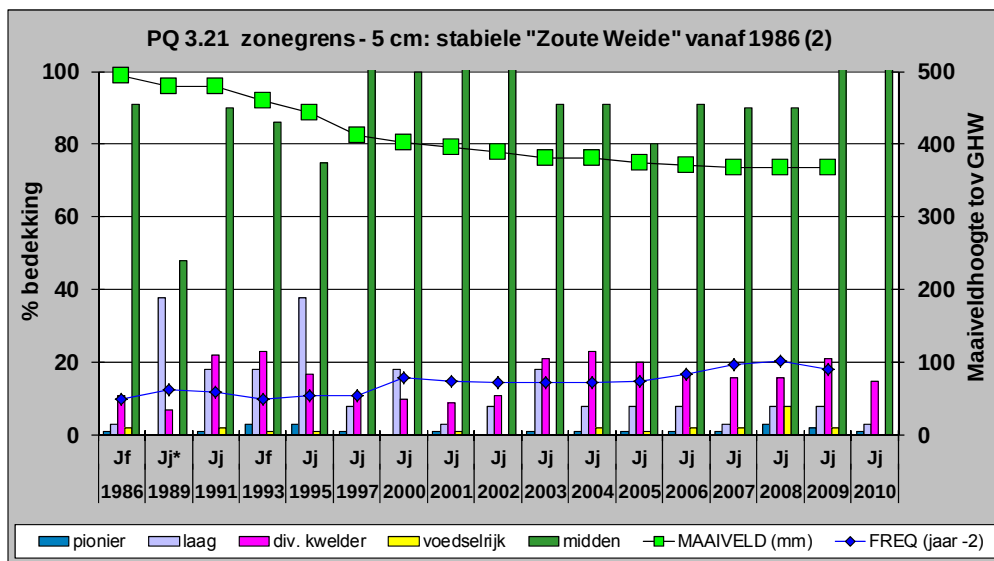
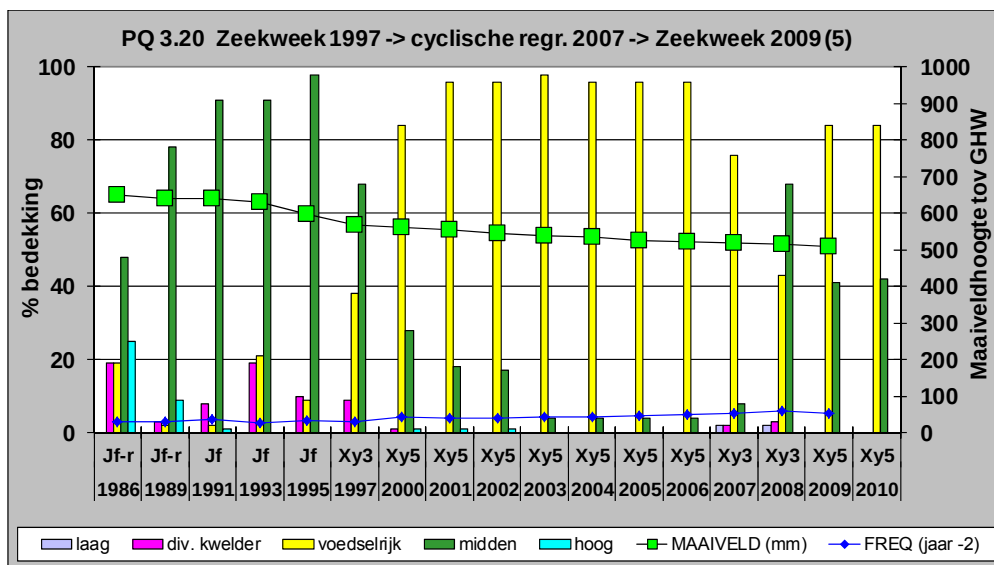
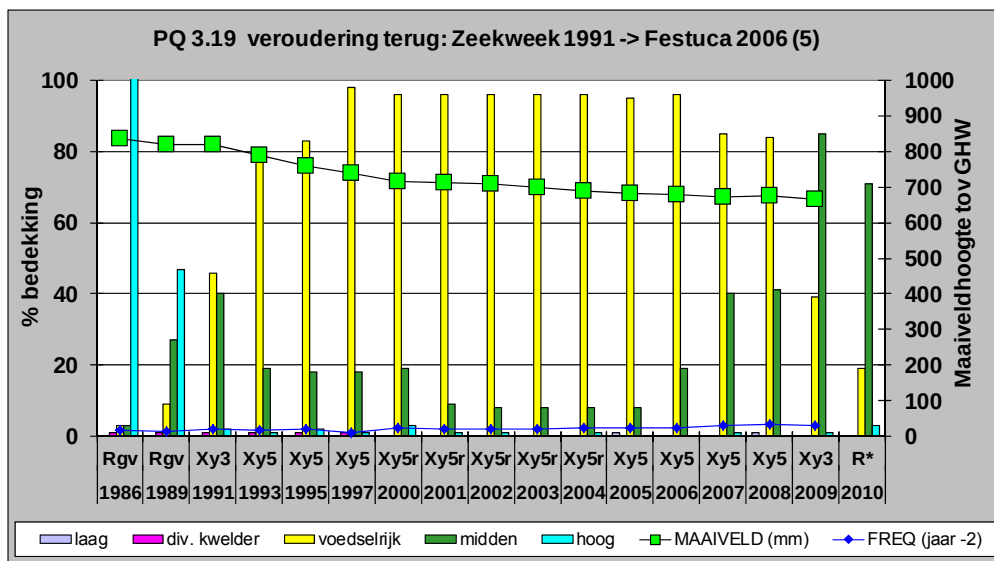


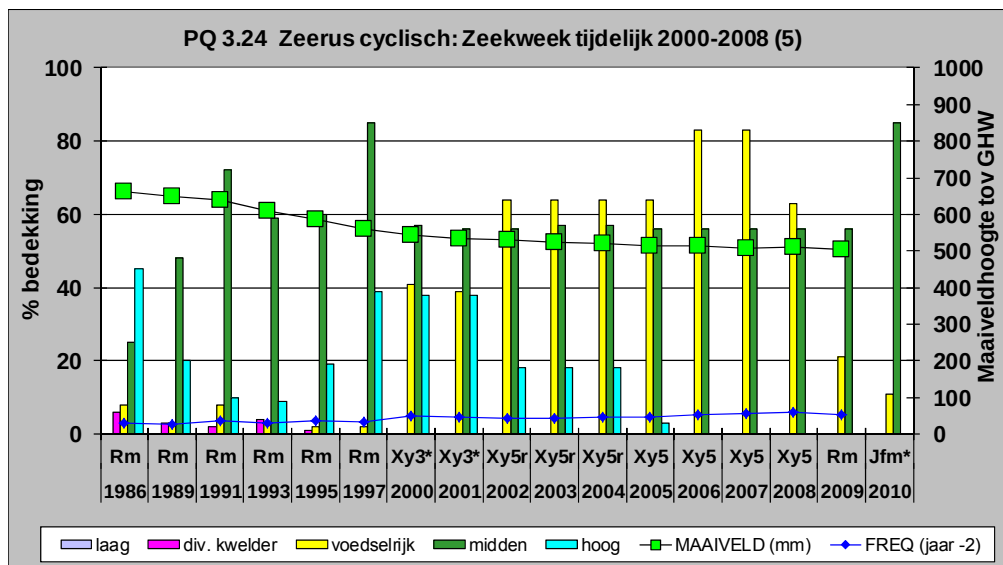
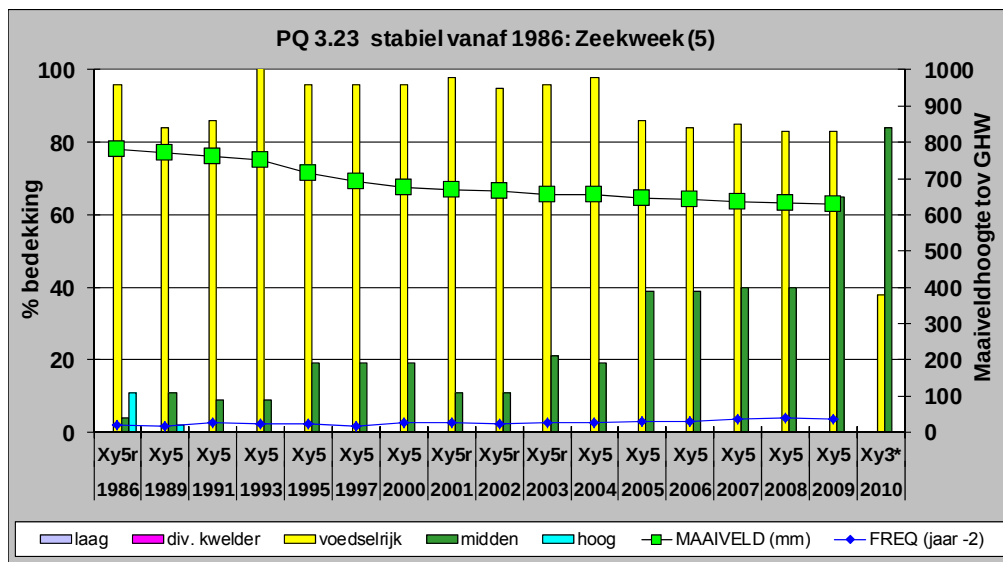
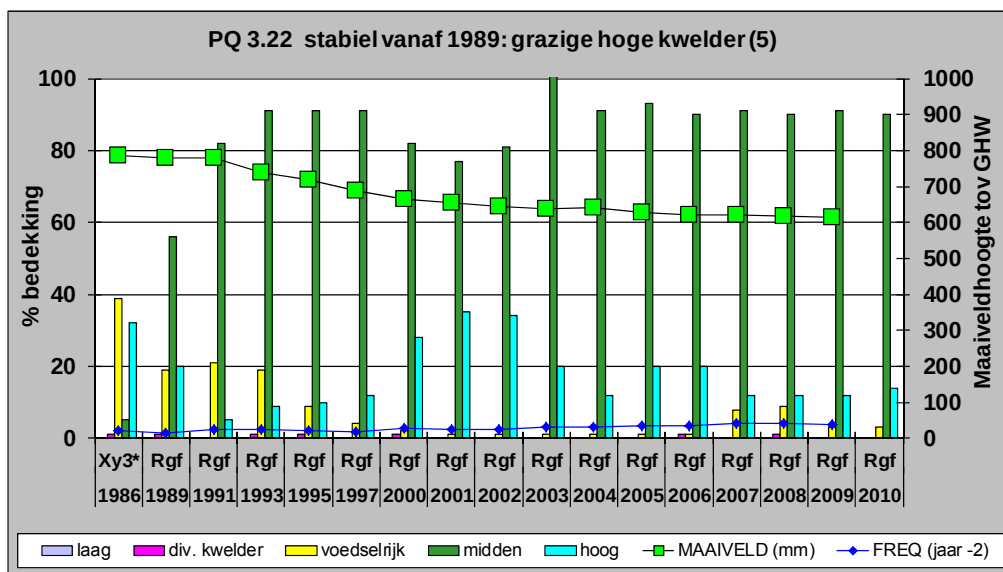


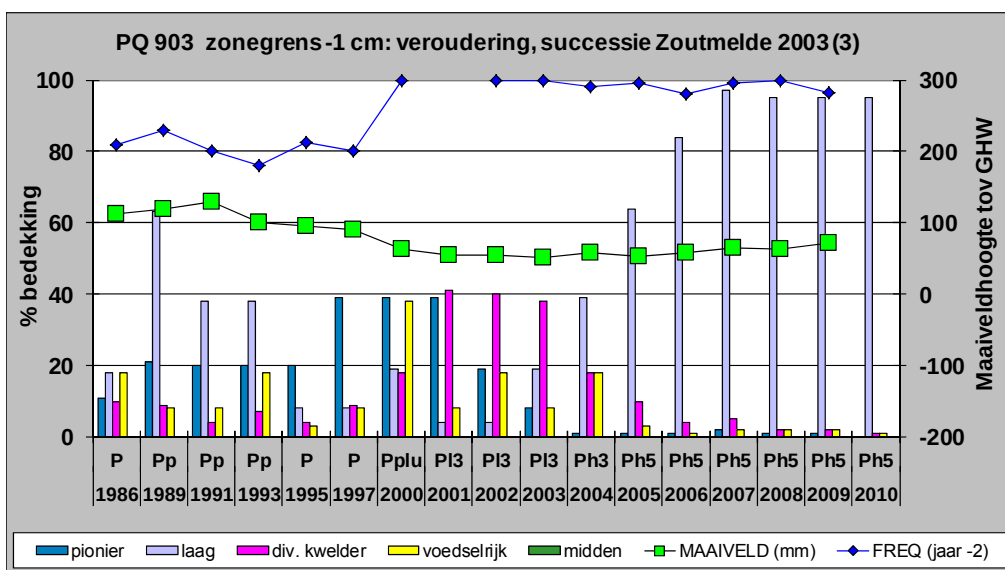
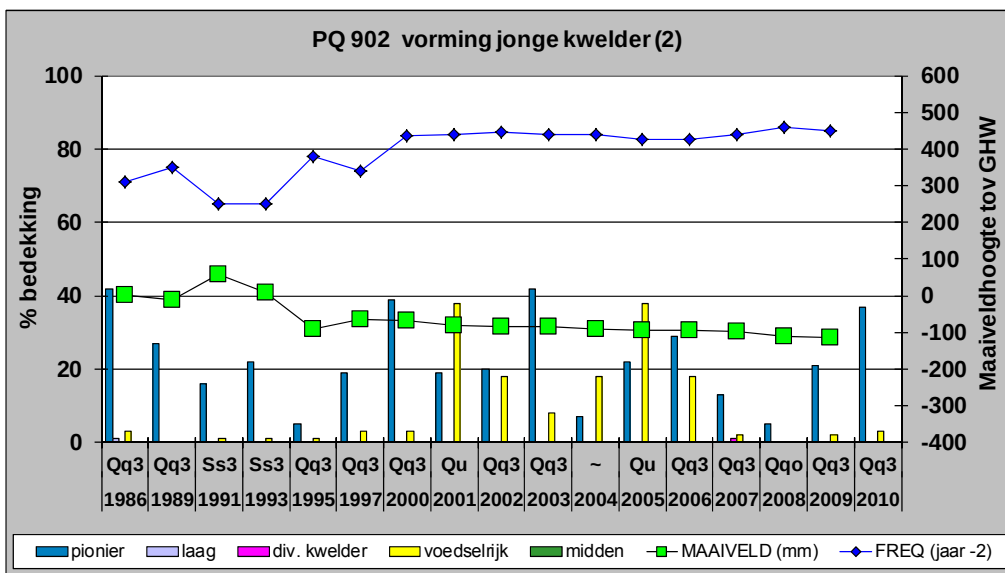
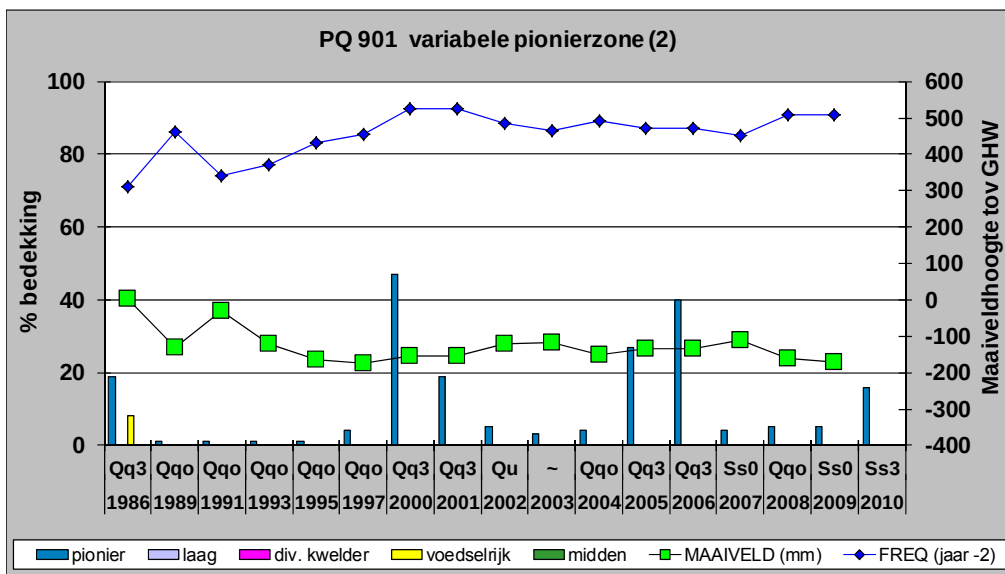


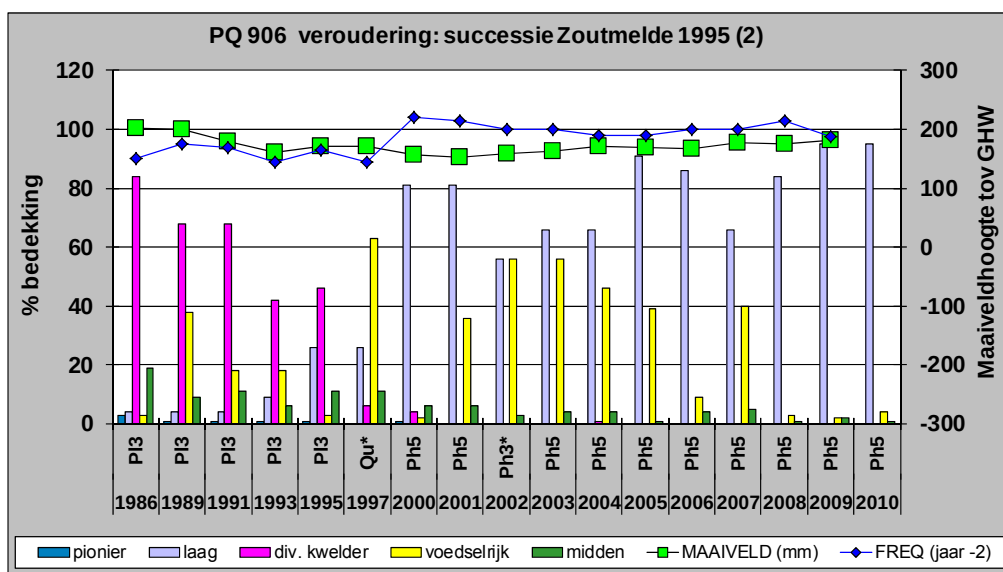
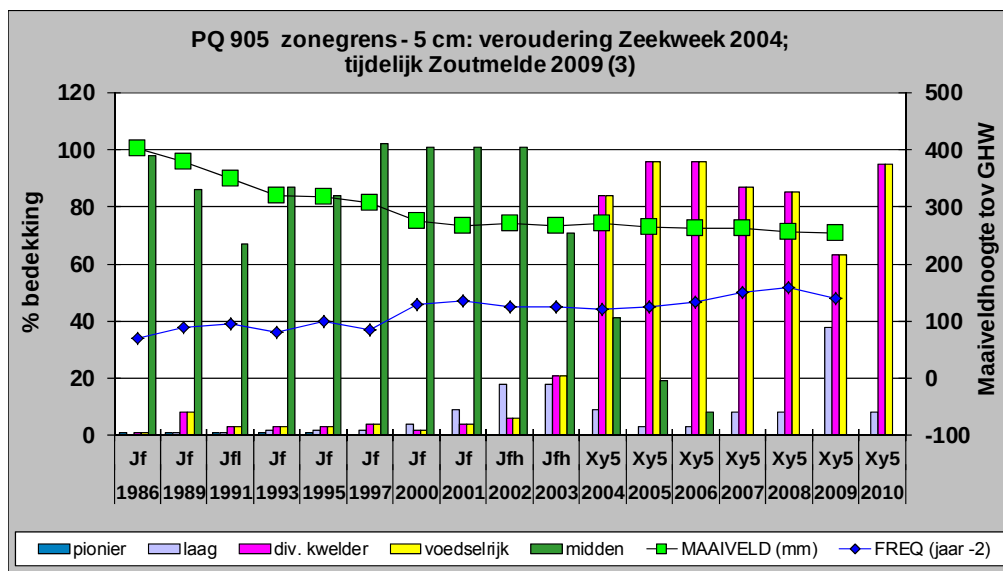
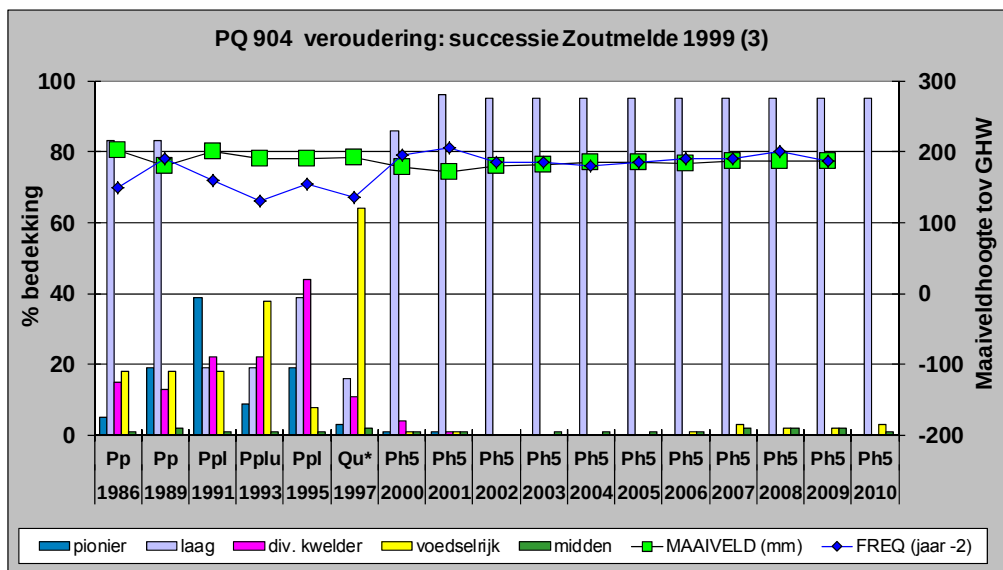


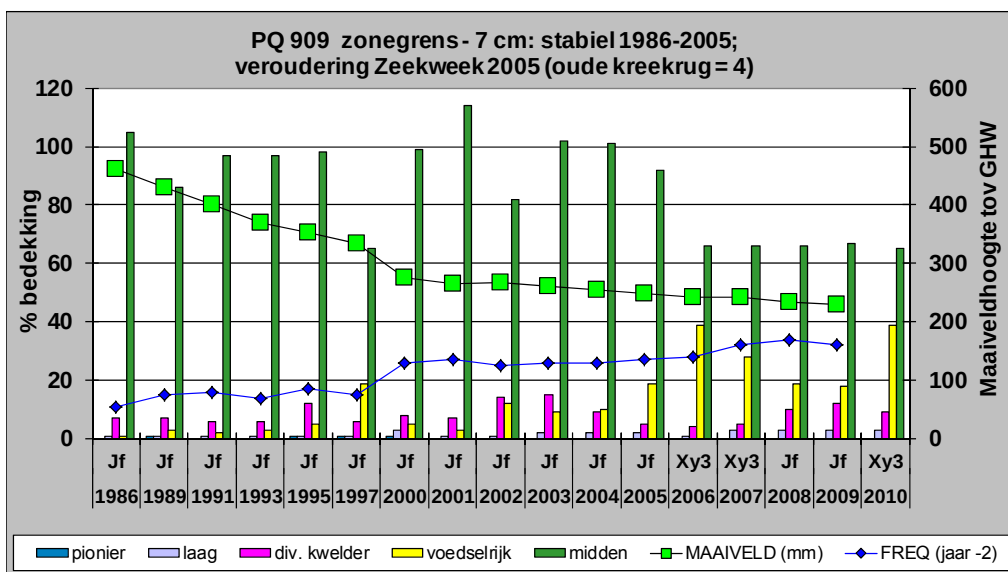


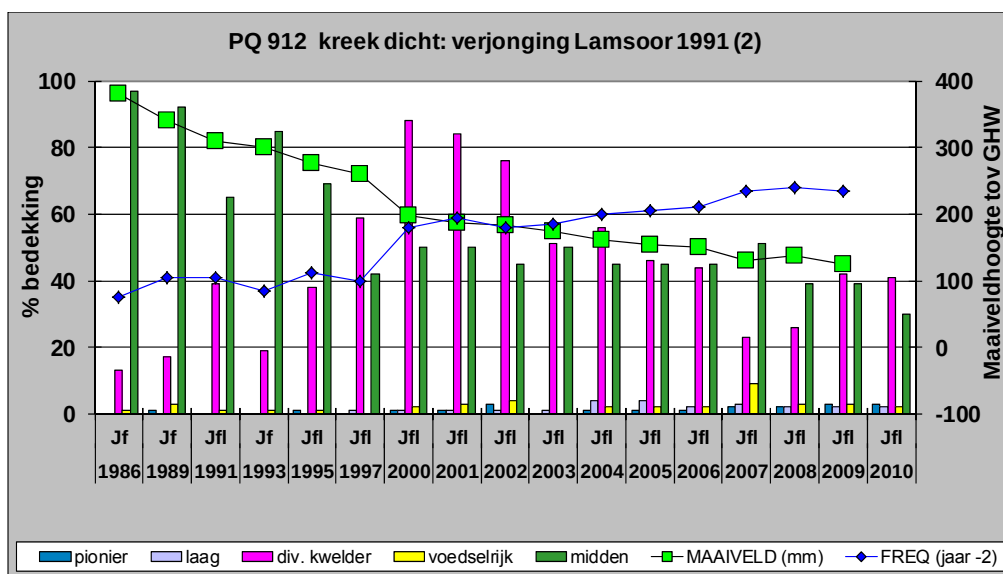


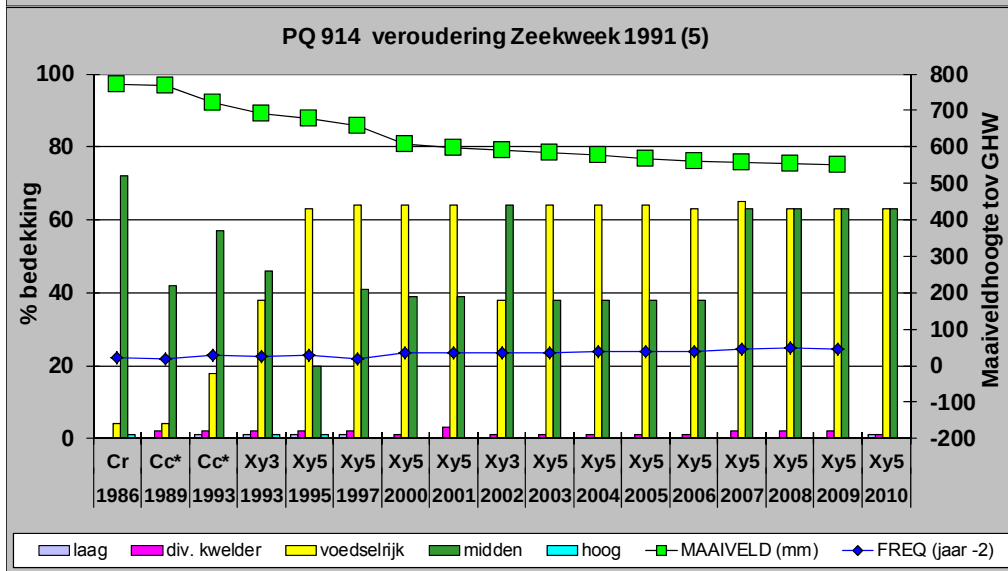
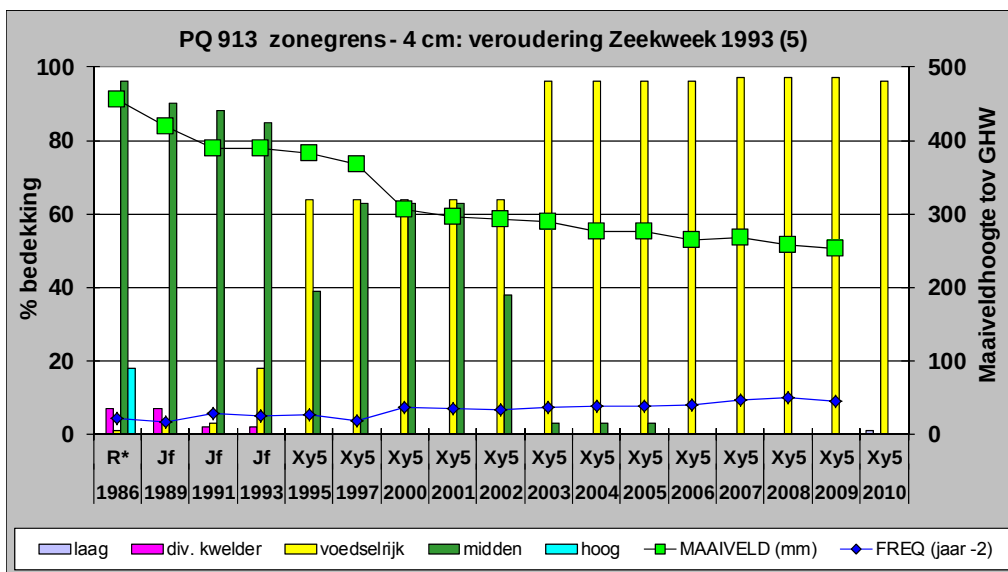














Bijlage 3.1 C Opslibbingsmetingen met tegels



Korte rapportage opslibbingsmetingen met ondergrondse tegels

Inleiding

Sinds 1988 wordt de kwelderopslibbing op de Vennoot en de Hon gevolgd. Hiervoor zijn aan het begin van de meetreeks RVS tegels van 33x33 cm ongeveer 20 cm ondergronds geplaatst, zo horizontaal mogelijk. Deze tegels liggen in de monitoringsraaien bij dezelfde markeringspalen die ook door Alterra (Kees Dijkema) gebruikt worden bij de uitgebreidere monitoring van de vegetatieontwikkeling en de opslibbing (SEB meting). Op de Vennoot worden 6 meetlocaties gevolgd, op de Hon 3 stuks ([tabel 3.1.14](#)). Jaarlijks in september worden de tegels met een dunne ijzeren staaf aangeprikt en wordt de kleidikte boven de tegel opgemeten.

Tabel 3.1.14 Coördinaten van de ondergrondse tegels.

		RD	RD
	raai-tegel	X	Y
Vennoot	III - 1	188149,54	607429,36
Vennoot	III - 4	188204,21	607445,22
Vennoot	III - 7	187966,01	607710,92
Vennoot	III - 17	187762,17	608044,34
Vennoot	III - 21	187658,45	608243,00
Vennoot	III - 23	187574,52	608281,91
Hon	IX - 4	191476,00	608255,50
Hon	IX - 6	191496,70	608331,75
Hon	IX - 8	191519,61	608418,82

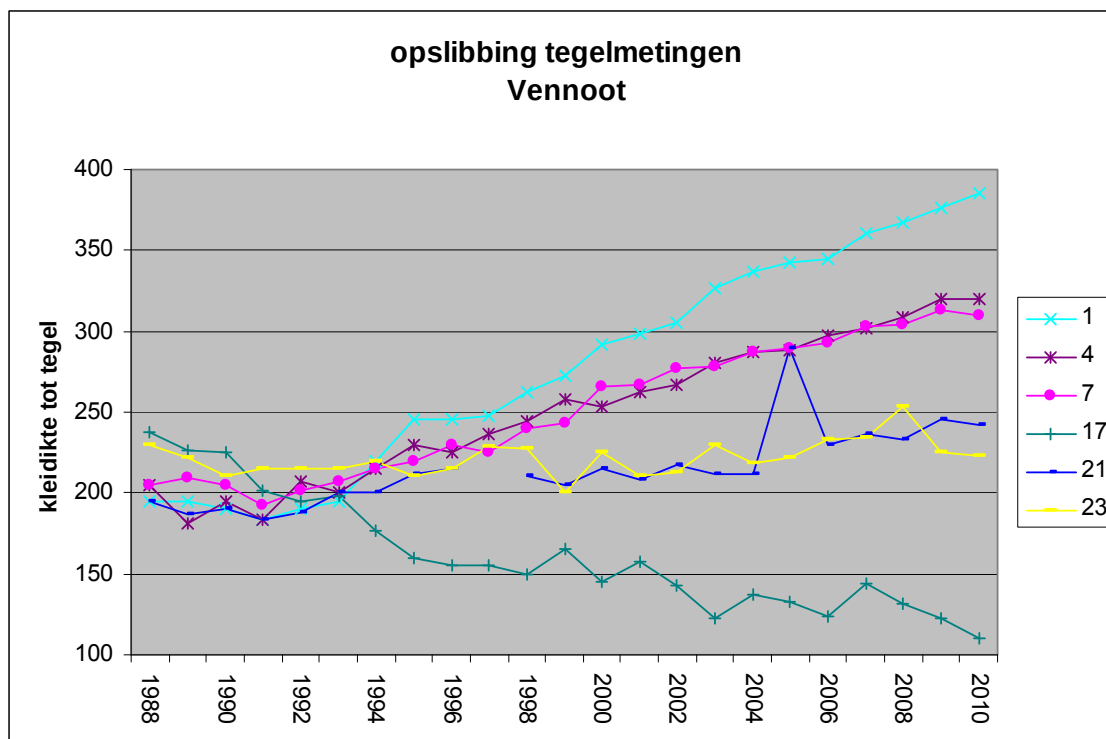


Resultaten van de metingen

Tabel 3.1.15 Resultaten opslibbing metingen in periode 1988 - 2010

jaar	Vennoot raai III						Hon raai IV		
	1	4	7	17	21	23	4	6	8
1988	195	205	205	238	195	230	190	188	195
1989	195	181	209	226	187	222	175	197	195
1990	190	195	205	225	190	210	200	208	205
1991	184	184	193	202	184	215	218	210	204
1992	190	207	201	195	188	215	235	230	205
1993	195	200	207	198	200	215	256	242	215
1994	220	215	215	177	200	220	265	270	220
1995	245	230	220	160	212	210	290	287	227
1996	245	225	230	155	215	215	310	295	228
1997	248	237	225	155		229	318	312	235
1998	262	244	240	150	210	227	321	330	232
1999	272	258	243	165	205	200	345	328	237
2000	292	253	266	145	215	225	343	355	250
2001	298	262	267	157	208	210	397	355	250
2002	305	267	277	143	217	213	377	368	247
2003	327	280	278	123	212	230	410	375	248
2004	337	287	287	137	212	218	398	383	252
2005	342	288	290	133	290	222	417	400	250
2006	345	297	293	124	230	233	418	403	257
2007	360	302	303	144	237	234	432	417	268
2008	367	309	304	132	233	253	437	430	273
2009	376	320	313	123	246	225	448	436	265
2010	385	320	310	110	242	223	465	442	263
meetreeks j	22	22	22	22	22	22	22	22	22
snelheid mm/j	9	5	5	-6	2	0	13	12	3

Verwerking resultaten metingen op de Vennoot



Figuur 3.1.48 Grafische weergave van de opslibbing metingen op de Vennoot in de periode 1988 – 2010.

Tegel 23 bevindt zich op een zandkopje dat ongeveer 80-100 cm boven het kwelderniveau uitsteekt. Dit punt komt tijdens extreme waterstanden weliswaar onder zeewater maar dan alleen gedurende het 'hoogtepunt' van het stormtij dat op die plaats meestal met golfslag gepaard gaat en enkele uren later weer drooggevalen is. Er blijft nooit langdurig rustig slibrijk water boven dit punt staan, waardoor er ook geen opslibbing is. Aan de andere kant is er ook geen erosie en dit punt volgt dus de bodembewegingen.

Tegel 21 bevindt zich op 'kwelderniveau' en heeft een korte dichte grasvegetatie waarin in principe veel slib gevangen kan worden. Dit gebeurt niet omdat dit punt ver van de bron (Waddenzee en Oerdsloot) ligt waardoor tijdens de meeste overstromingen het slib al eerder uitgezakt en door de vegetatie uitgefilterd is. Alleen tijdens forse waterstanden boven maaiveld waarbij er een overdaad aan zeewater beschikbaar is zal er ook slib zo dicht bij de Kooi-Oerd stuifdijk neerslaan. De 'uitbijter' in 2005 is waarschijnlijk een afleesfout of schrijffout. Dit is niet meer te achterhalen en de waarde is tot nu niet gecorrigeerd. Het lijkt verantwoord om te middelen tussen de metingen van 2004 en 2006.

Tegel 17 bevindt zich op een plaats waar de vegetatie vele jaren geleden door vee vertrapt is. Daardoor is een kale bodem ontstaan van enkele meters doorsnede waar zich water verzamelt dat geen drainage heeft en slechts langzaam infiltreert/verdampt. Omdat de omringende vegetatie wel opslibt (waarschijnlijk 2 – 5 mm/j) en het kale deel erodeert wordt het verschil in hoogte tussen het kale deel en de begroeide bodem groter en ontstaat er geen nieuwe vegetatie in de 'waterput'. In de meeste zomers valt de kale bodem droog en ontstaat er een fraai 'krimscheur in klei' patroon. Op dit punt is sprake van erosie wat nog versterkt zal worden door bodemdaling.

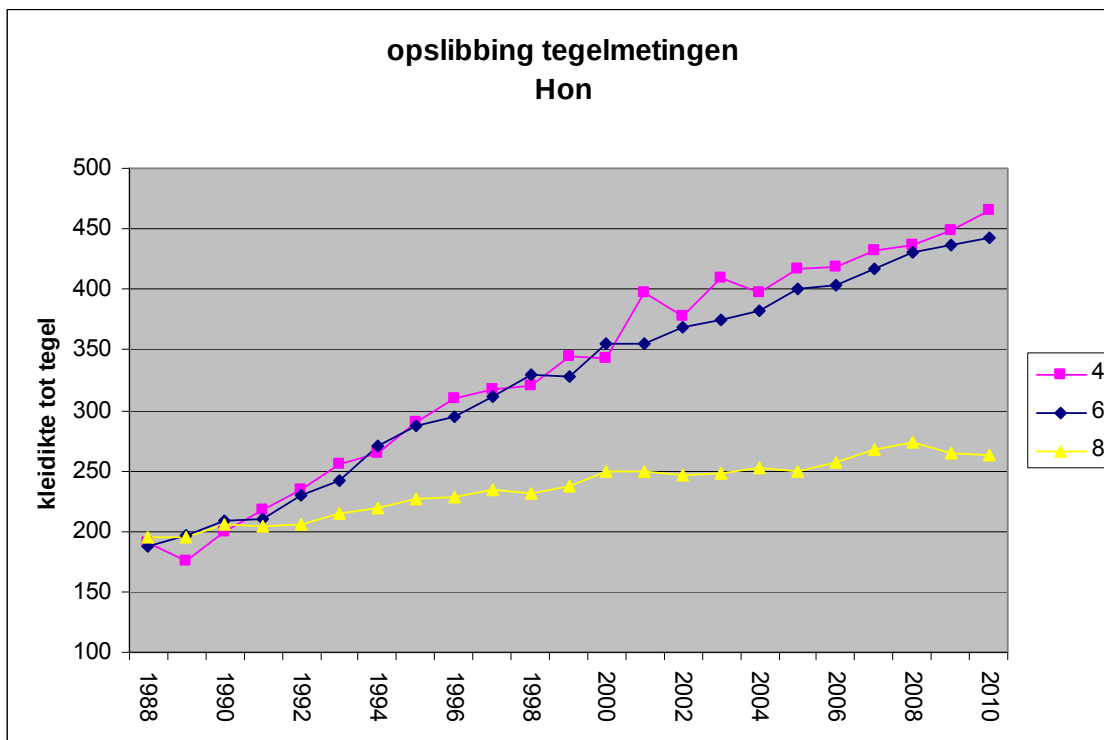
Tegel 7 bevindt zich ongeveer 'midden op de kwelder' ten opzichte van de afstand tussen de Waddenzee en de Kooi-Oerd stuifdijk en de Oerderduinen. Maar het bevindt zich redelijk dicht bij de Oerdsloot en een forse zijtak daarvan. Daarmee is dit punt wel vergelijkbaar met punt 4 dat op zich veel dicht bij de Waddenzee ligt maar voor de toevoer ook vooral afhankelijk is van de Oerdsloot. De slenken zijn de bron van water en slib tijdens de meeste overstromingen zodat er op punt 7 toch een voor eilandkwelders 'normale' opslibbing van 5 mm/j bereikt wordt.



Tegel 4 bevindt zich dicht bij de Waddenzee en dicht bij de Oerdsloot. Deze laatste zorgt voor de toevoer van water en slib tijdens de meeste overstromingen zodat deze tegel toch vergelijkbaar is met tegel 7 en ook hier een opslibbing van 5 mm/j bereikt wordt.

Tegel 1 bevindt zich op de oever van de Oerdsloot en ligt slechts enkele meters vanaf de waterkant. Hierop vindt de meeste sedimentafzetting plaats en de oever ligt inmiddels ook hoger dan het achtergelegen gebied zoals tegel 4.

Verwerking resultaten metingen op de Hon

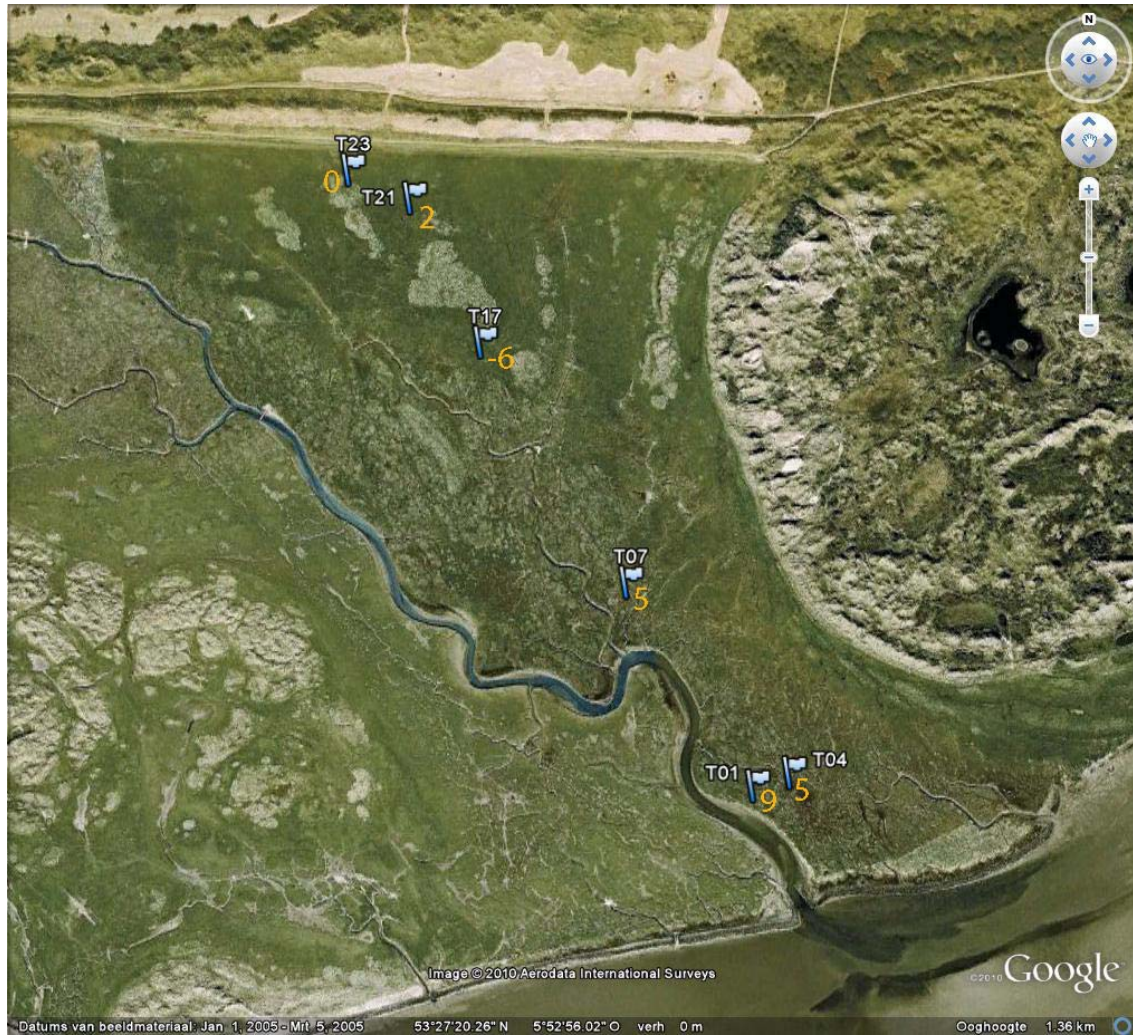


Figuur 3.1.49 Grafische weergave van de opslibbing metingen op de Hon in de periode 1988 – 2010.

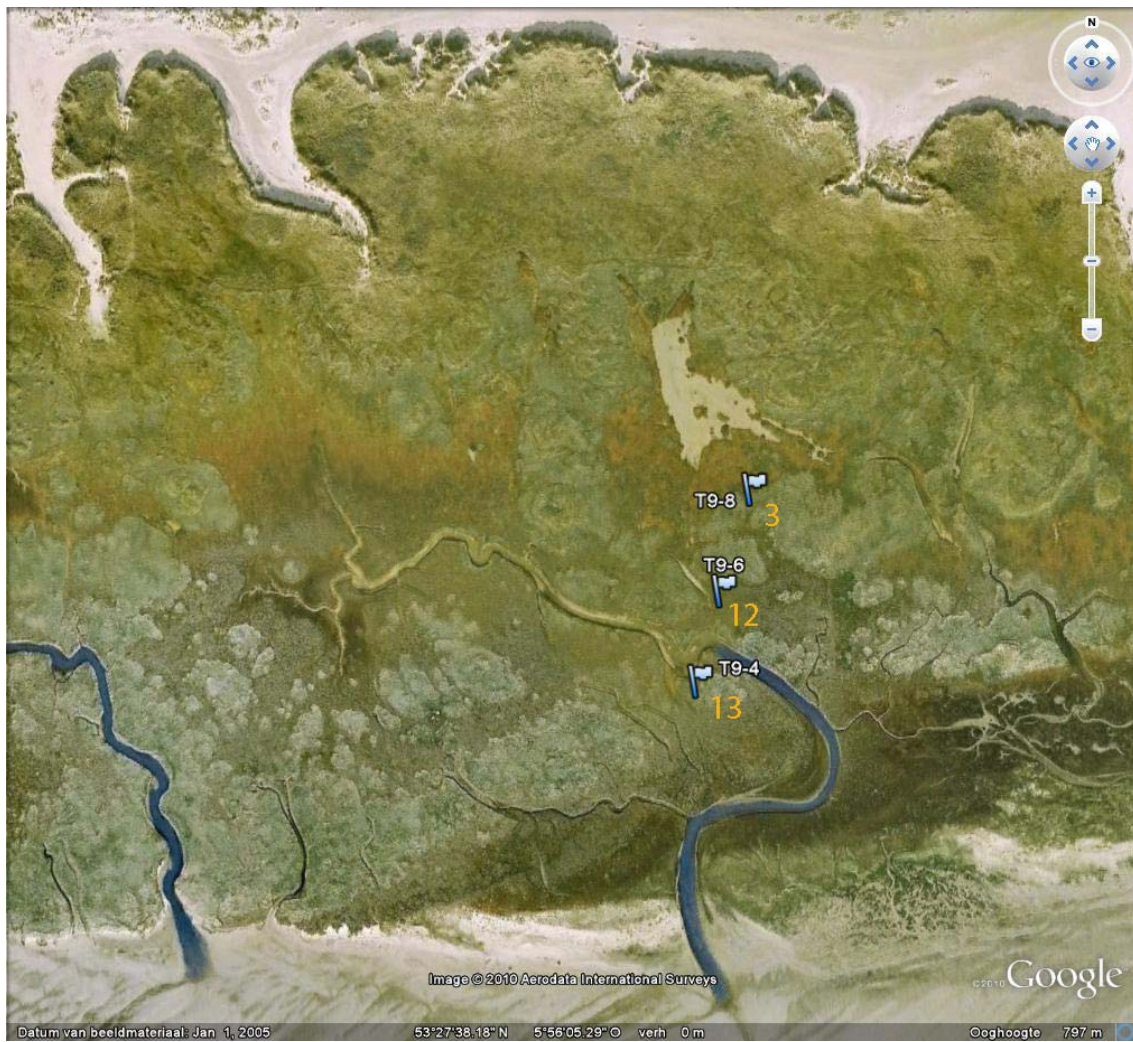
Tegel 4 bevindt zich het dichtst bij de Waddenzee op een vrij laaggelegen gebied dat gemakkelijk door een grote geul en meerdere kleine geultjes overstroomd raakt. Er is een voor een eilandkwelder vrij forse opslibbing van 13 mm/j.

Tegel 6 bevindt zich op ongeveer dezelfde afstand van de toevoerende geul als tegel 4 maar ligt ten noorden van deze geul en daarmee verder van de Waddenzee. De opslibbing is iets lager met 12 mm/j.

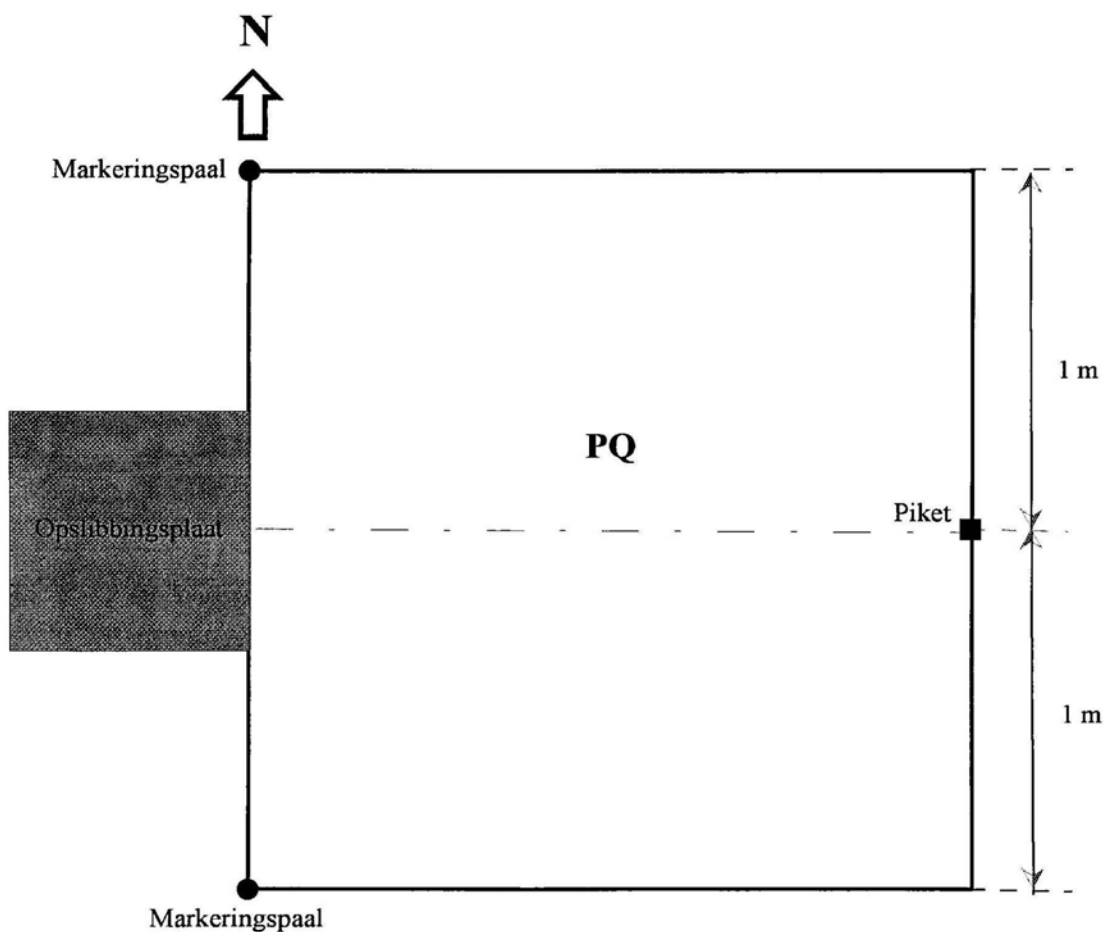
Tegel 8 bevindt zich ongeveer 'midden' op de kwelder tussen Waddenzee in het zuiden en de duinen in het noorden. De afstand tot de toevoerende geul is groter dan bij tegel 4 en 6 en mogelijk is de drainage ook minder goed waardoor er veel minder opslibbing is die maar 25% bedraagt van de beide andere tegels. Hier is waarschijnlijk sprake van netto daling door bodemdaling.



Figuur 3.1.50 Ligging van de ondergrondse tegels (aan voet van vlag) op de Vennoot kwelder. In oranje staat de gemiddelde opslibbing in mm/j over de periode 1988 – 2010.



Figuur 3.1.51 Ligging van de ondergrondse tegels (aan voet van vlag) op de Hon. In oranje staat de gemiddelde opslibbing in mm/j over de periode 1988 - 2010.



- Materiaal plaat: RVS
- Afmeting opslibbingsplaat: 33 x 33 cm
- De platen zijn op een diepte van ca. 20 cm onder het maaiveld ingegraven, op een stevige ondergrond en zo horizontaal mogelijk.

Figuur 3.1.52 Schema van veldinrichting van een meetpunt op de kwelders waar opslibbing en vegetatieontwikkeling jaarlijks gemeten wordt. In dit verslag worden de metingen van de opslibbingsplaat verwerkt. Het PQ dat gebruikt wordt voor vegetatieopnames en de beide markeringspalen die gebruikt worden opslibbingsmetingen met de SEB methode worden door IMARES (Kees Dijkema) opgenomen en verwerkt in een andere verslaglegging.

Natuurcentrum Ameland
 Johan Krol
 Postbus 60
 9163ZM Nes Ameland
 Mail: natuurcentrum.jkrol@planet.nl



Bijlage 3.1 D Vegetatie-classificatie De Jong et al. 1998

Samenvatting SCHAMINEE & SALT97 & Dijkema & Bossinade 1990

Zones internationale Waddenzee:

- 00: water,
- 10: kaal,
- 11: pre-pionier,
- 12: pionier;
- 21: lage kwelder,
- 22: idem met pioniersoorten;
- 31: middenkwelder,
- 32: idem met strandkweek,
- 33: idem met hoge kweldersoorten;
- 41: hoge kwelder,
- 42: hoge en brakke kwelder en zilt duinvalleien.

SALT97 zone zone Dijkema & globale karakterisering
wad zw-nl Bossinade 1990

PRULLENBAKGROEP

#	#	geen vegetatie aanwezig
+	+	prullenbak pionierkwelder (Q-zone), nader toe te delen
*	*	prullenbak lage kwelder (P-zone), nader toe te delen
~	~	prullenbak middenhoge kwelder (J-zone), nader toe te delen
???	???	prullenbak, op geen enkele wijze toe te delen mbv SALT97; nader toe te delen

ZOSTERETEA

Zosteretum noltii + *Zosteretum marinae*

Qz 11 p1 ... *Zostera* ssp aanwezig

[Hierbinnen kan desgewenst een nadere toedeling plaatsvinden in Qzn en Qzm indien resp *Zostera noltii* dan wel *Zostera marina* domineert]

SPARTINETEA

Spartinetum townsendii

Ss0	11	p1	Si	<i>Spartina anglica</i> < 5%
Ss3	12	p2	S, SQ	<i>Spartina anglica</i> 5-50%
Ss3b	12	p2	S, SQ	<i>Spartina anglica</i> 5-50% met soorten van brak milieu
Ss5	12	l1	S5	<i>Spartina anglica</i> dominant >50%
Ss5b	12	l1	S5b	idem, met soorten van brak milieu

THERO-SALICORNIETEA

Salicornietum dolichostachyae + *Salicornietum brachystachyae*

Qq0	11	p1	Qi	<i>Salicornia</i> ssp <5%
Qq3	12	p1	Q	<i>Salicornia</i> ssp >5%

Suaedetum maritimae

Qu	22	m2	U	<i>Suaeda maritima</i> dominant >25%
Qu*			U	idem, met co-dominantie van soorten uit de P-serie; nader toe te delen aan waarschijnlijk Qu of Pp of Ph3/Ph5

**ASTERETEA TRIPOLII****Puccinellion maritimae***Puccinellietum maritimae*

(de meeste typen behoren tot de subassociatie *typicum*; type Pg heeft meer affiniteit met de subassociatie *parapholietosum*)

P	21	l2	P	<i>Puccinellia maritima</i> , ijle begroeiing
Pp	21	m1	Pp	<i>Puccinellia maritima</i> dominant, soortenarm
Pp-b	21	m1	Pb	idem, met soorten van brak milieu
[Pp-e	21	l2	...	<i>Glaux maritima</i> en <i>Puccinellia maritima</i> co-dominant, in smalle zones op schorkliffen]
Pps	21	l2	Ps	<i>Puccinellia maritima</i> en <i>Spartina anglica</i> co-dominant
Ppsb	21	l2	Psb	idem, met soorten van brak milieu
Ppa	21	l2	Pas	<i>Puccinellia maritima</i> en <i>Aster tripolium</i> co-dominant
Ppab	21	l2	Pab	idem, met soorten van brak milieu
Pf	21	m2	Pj	<i>Puccinellia</i> dominant, <i>Festuca rubra</i> co-dominant
Pf*			Pj*	nader toe te delen aan waarschijnlijk Pf of Jf
Pj	21	m2	Pj	<i>Puccinellia</i> dominant, <i>Juncus gerardii</i> co-dominant
Pg	22	m2	Ep	<i>Puccinellia</i> dominant, o.a. <i>Parapholis strigosa</i> of <i>Agrostis stolonifera</i> aanwezig
Ppl	21	m2	Pl, Pl3	<i>Puccinellia</i> dominant, <i>Limonium vulgare</i> co-dominant

"storingstypen" met *Suaeda maritima*

Pplu	21	m2	U	<i>Suaeda</i> > 25%, <i>Limonium</i> co-dominant
Pp-u	21	m2	U	<i>Suaeda</i> > 25%, <i>Puccinellia</i> co-dominant

Plantagini-Limonietum

Pl3	21	m2	L, Pl5	<i>Limonium vulgare</i> dominant, >25%
-----	----	----	--------	--

Halimionetum portulacoides

Ph3	21	m1	Ph	<i>Halimione portulacoides</i> co-dominant, 20-50%
Ph3*			Ph*	idem, met co-dominantie <i>Puccinellia</i> , nader toe te delen aan waarschijnlijk Ph3 of Pp
Ph5	21	m2	H5	<i>Halimione portulacoides</i> dominant, >50%
Ph5*			Hf5/Jfh3	idem, met co-dominantie <i>Festuca rubra</i> en/of <i>Artemisia maritima</i> , nadere toedeling waarschijnlijk Ph5 of Jfz

Puccinellio-Spergularion salinae*Puccinellietum distantis*

Pe	22	m2	Ed	<i>Puccinellia distans</i> en <i>Spergularia salina</i> > 5%
----	----	----	----	--

Armerion maritimae*Armerio-Festucetum*

Jf	31	h1	Jf	<i>Festuca rubra</i> dominant, geen kruiden co-dominant
Jfa	31	h1	Fas	<i>Festuca rubra</i> en <i>Aster tripolium</i> co-dominant
Jfh	31	h1	Hf	<i>Festuca rubra</i> en <i>Halimione portulacoides</i> co-dominant
Jfm	31	h1	Jm	<i>Festuca rubra</i> en <i>Juncus maritimus</i> co-dominant
Jfm*				nadere toedeling waarschijnlijk Jfm of Rm
Jfl	31	h1	Jl	<i>Festuca rubra</i> en <i>Limonium vulgare</i> co-dominant soms beter toe te delen aan Jjl
Jf-r	33	h2	Jrf	<i>Festuca rubra</i> dominant, met "hoge kwelder soorten"

Artemisietum maritimae

Jfz	31	h1	Ft	Dominantie van <i>Artemisia maritima</i>
-----	----	----	----	--

***Juncetum gerardii***

Jj	31	h1	Jj, Jg	<i>Juncus gerardii</i> dominant, geen soorten co-dominant
Jj-r	33	h2	Jr, Jrg	<i>Juncus gerardii</i> dominant, met "hoge kwelder soorten"
Jjl	31	h1	Jl	<i>Juncus gerardii</i> en <i>Limonium vulgare</i> co-dominant
Jja	32	h1	Jas	<i>Juncus gerardii</i> en <i>Aster tripolium</i> co-dominant
Jjm	31	h1	Jm	<i>Juncus gerardii</i> en <i>Juncus maritima</i> co-dominant
Jj*				verarmde vorm van Jf of Jj; nadere toedeling aan Jj of Jf

Junco-Caricetum extensae

Ee	31	h1	Ee	<i>Carex extensa</i> veel aanwezig
Eep	21	h1	Ee	<i>Carex extensa</i> veel aanwezig; o.a. <i>Parapholis strigosa</i> aanwezig (betreft subassociatie <i>parapholietosum</i>)
Eei	31	h1	Ee	<i>Carex extensa</i> veel aanwezig; o.a. <i>Scirpus rufus</i> aanwezig (betreft subassociatie <i>scirpetum rufosum</i>)
Ee*			Ee	nadere toedeling waarschijnlijk aan Ee (of Eei of Eep), Jj, Jf of Cr

Atriplici-Agropyretum pungentis

Xy3	32	h1	Fey	<i>Elymus pycnanthus</i> co-dominant
Xy3b	32	h1	Fyb	idem, met soorten van brak milieu
Xy5	32	h1	Y5	<i>Elymus pycnanthus</i> dominant, > 50%
Xy5b	32	h1	Yb5	idem, met soorten van brak milieu
Xy5r	33	h2		idem, met soorten van de hoge kwelder
Xx5	32	h1	X5	<i>Atriplex prostrata</i> dominant, > 50%
Xx5b	32	h1	X5	idem, met soorten van brak milieu
Xy3*				nadere toedeling waarschijnlijk aan Xy3, Cc, Jf of Jf-r

Oenanthe-Juncetum maritimi

Rm	42	h3	Rm	<i>Juncus maritimus</i> en <i>Oenanthe lachenallii</i> aanwezig
----	----	----	----	---

Blysmetum rufi

Ri	42	h3	Ri	<i>Scirpus rufus</i> > 5%
----	----	----	----	---------------------------

ROMPGEMEENSCHAPPEN***RG Scirpus maritimus-[Asteretea tripolii]***

Bi3	42	p2	Bi	<i>Scirpus maritimus</i> co-dominant, soortenarm
Bi5	42	l1	I5	<i>Scirpus maritimus</i> dominant, > 50%

RG Aster tripolium-[Puccinellion maritimae]

Ba3	21	l1	Bas	<i>Aster tripolium</i> co-dominant, soortenarm
Ba5	21	l1	A5	<i>Aster tripolium</i> co-dominant, >50%

RG Agrostis stolonifera-Glaux maritima-[Asteretea tripolii]

Jex	22	h1	Ex	<i>Glaux maritima</i> co-dominant, >25%
Bg	42	h1	Bg	<i>Agrostis stolonifera</i> dominant, soortenarm

Sociatie van Triglochin maritima

Bt	42	m2	Bt	<i>Triglochin maritima</i> co-dominant, >25%
----	----	----	----	--

SAGINETEA MARITIMAE***Sagino maritima-Cochlearietum danicae***

Cc	22	h1	Ec	aanwezigheid o.a. <i>Cochlearia danica</i> , <i>Plantago coronopus</i> en/of <i>Sagina maritima</i>
Cc*				<i>Festuca rubra</i> en <i>Sedum acre</i> co-dominant Nadere toedeling waarschijnlijk tot Cc of Xy3

Centauro-Saginetum moniliformis

Cr	22	h1	...	aanwezigheid o.a. <i>Centaureum littorale</i> en <i>Sagina nodosa</i>
----	----	----	-----	---

**CAKILETEA MARITIMAE*****Atriplicetum litoralis***

Xxk 32 h2 Ux *Atriplex littoralis* >25%

PHRAGMITETEA**Sociatie van *Phragmites australis***

Bb3 42 h1 B *Phragmites australis* co-dominant, soortenarm

Bb5 42 h1 B5 *Phragmites australis* dominant, >50%

PLANTAGINETEA MAJORIS***Ononido-Caricetum distantis***

Ro 42 h4 Ro *Ononis spinosa* + *Carex distans* aanwezig

Lolio-Potentillion (Trifolio fragiferi-Agrostietum stoloniferae + Triglochino-Agrostietum stoloniferae)

Rg 42 h3 Rg *Agrostis stolonifera* co-dominant, relatief soortenrijk

Rg* 42 h3 Rg, Bg Nadere toedeling waarschijnlijk Bg, Rg of ander R-type

Rgf 42 h3 Rrf *Festuca rubra* co-dominant

Rgp 42 h3 Rg, Bg *Potentilla anserina* co-dominant

Rompgemeenschappen *Lolio-Potentillion* en andere syntaxa

Rgn 42 h4 Rr *Festuca arundinacea* >10%

Rre* 42 h4 Re *Elymus repens* >25%, nader toe te delen aan Rre of Xe5

Rre 41 h4 Re *Elymus repens* >25%, veel hoge kweldersoorten

[Xe5 32 h2 ... *Elymus repens* >25%, brakke soorten; vervanging Xy5 en Xy5b in Dollard]

Rgv 41 h4 Ru *Lolium perenne* >10%

Rry 42 h3 R- *Elymus pycnanthus* > 25%

Rrx 42 h3 R- *Atriplex prostrata* > 25%

R* 42 h3 R- Restroep hoge kwelder (R-zone), nadere toedeling andere R-types of andere lokale (duin)types; betreft vaak opnamen die buiten de kweldervegetatie vallen



Bijlage 3.1 E Plantengroepen SALT97 en Dijkema & Bossinade

“kwelder” zijn de algemene kweldersoorten die ongevoelig zijn voor hoogte

algemene kweldersoorten ('Asteretea' = Groep D)

zeeaster (Aster tri)
gerande schijnspurrie (Sperl mar)
schorrezoutgras (Trigl mar)
lamsoor (Limon vul)
zeeweegbree (Plant mar)
dunstaart Parap str)

“voedselrijk” zijn soorten van verschillende habitats

soorten vloedmerk en strand (= Groep E)

schorrekruid (Suaed mar)
spiesmelde (Atrip pro)
strandkweek (Elymu pyc)
strandmelde (Atrip lit)
biestarwegras (Elymu far)

de andere groepsnamen staan voor de hoogtezone

pionierzone (Groep B)

zeekraal (Salic eur)
langarige zeekraal (Salic dol)
kortarige zeekraal (Salic bra)
Engels slijkgras (Spart ang)

lage kwelderzone ('Puccinellion' = Groep C)

kweldergras (Pucci mar)
gewone zoutmelde (Halim por)
Engels lepelblad (Cochl ang)
gesteelde zoutmelde (Halim ped)

midden kwelderzone ('Armerion' = Groep F)

zeealsem (Artem mar)
Engels gras (Armer mar)
zilte rus (Juncu ger)
rood zwenkgras (Festu rub)
fioringras (Agros sto)
zeemelkkruid (Glaux mar)
kwelderzegge (Carex dis)

hoge kwelderzone (Groep K)

'zoete' graslandsoorten



Bijlage 3.1 F SALT2007, SALT97 en IMARES zones

N	SALT 2007	SALT97	TMAP code	Habitat code	Zonekaart Wadden	Zone Wad SALT97	Zone IMARES 2010	Zonekaart Dollard	KRW code Waddenzee			
Kale eenheden												
.1	water		Sw	1160	Kw			Kw	-			
.2	slik		Sm	1140	Ks			Ks	-			
.3	zand		Ss	-	Kz			Kz	-			
.4	schelp		-	-	Ksch			Ksch	-			
.5	stenen		-	-	Kst			Kst	-			
Typen van zoute en brakke wateren (W)												
1	Wzm	Qz	Sw	1140/1160	Wz	11		Wz	-			
2	Wzn		Sm	1140					-			
3	Wrm	#	Sw	1140/1160	Wb			Wb	-			
4	Wrc			1160					-			
5	Wpp		#, ???	Sw					1160	-		
Typen vd embryoduintjes en stranden (De, Dx)												
6	Def	??? / ~ / * / R*	XEf	2110 Sv				Sv	H			
7	Deg	Jex / ~										
8	Deu	Qu / ~	XEd									
9	Dxc	R* / ???										
10	Dxh	R* / ??? / ~ / *										
11	Dxs	R* / ??? / ~										
Typen vd pionierzone (Q, S, Pe)												
12	Qq0p	Qq0	Sm	1140	Kpp	11	11	Kpp	-			
13	Qq0e					11	11					
14	Ss0											
15	Qu0	* / ~ / ???										
16	Qqp	Qq3	SPq	1310a	Kp	12	12	Kp	P			
17	Qqe					12	12					
18	Ss3		SPs	1320		12	12					
19	Ss5	Ss5										
20	Qu	~ / *	SPq	1310a								
		Qu	22	blijft in 22								
21	Pe	Pe	SLp	1330	22	22						
		Pe / * / ~	22	22								
Typen vd lage kwelder (P)												
22	P	P / *	SLp	1330	KI	21	21	KI	L			
23	P-q											
24	Ppq					Pp	21			21		
25	P-d					~ / P / *	21			21		
26	Pps					Pps	21			21		
27	Pp	Pp				21	21					
28	P-u	Pp-u					naar 22					
29	Ppu		Pp-lu			21	?					
						21	?					
30	Ppl	Ppl	SLI				21			21		
31	PI	PI3					21			21		
32	Pw	~ / * / Jfl										
33	Ppa	Ppa	SLa				21			21		
34	Pa	~										
		Ba3				21	21					
		Ba5				21	21					
35	Pt	Bt				42	naar 4.1					
36	Pex	~ / Jex / Jfl	SLp				22			22		
37	Pj	~ / Pp / Pj					21			21		
		Pp / Jf / Pf				21	21					
38	Pg	~/ Pg			Km	22	22	Km	M			
39	Pz	Jfz / Pp	SHz		KI	21	Ameland naar 31	KI	L			



40	Ph	Ph3	SLh			21	21		
		Ph5				21	21		
41	Pm	Jfm* / P	SHm			31	blijft in 31		
		Xy3				32	blijft in 32		
42	Py	Xy5	SHy			32	blijft in 32		CE
Typen vd middenhoge kwelder (J)									
43	Jex	Jex / ~	SHj			22	blijft in 22		
44	Jw	~							
		Ee / Ee*	SHe			31	31		
45	Je	Eep				21	blijft in 21		
46	Jjl	Jjl	SHl			31	31		
47	Jja	Jja	SLa			31	31		
48	Jj	Jj	SHj	1330		31	31		
-	zie Bj	Jj-r				33	33		
49	Jfl	Jfl	SHl			31	31		
50	Jfa	Jfa	SLa			31	31		
51	Jfh	Jfh	SHh			31	31		
		Jf	SHf		Km	31	31	Km	
52	Jf	Jf-r				33	33		
53	Jg	~/ Jj* / Bg	SBg			31	31		
54	Ccj	Cc	SHc	1310b		22	22		
55	Jf-z	Jf	SHz			31	31		
56	Jz	Jfz				31	31		
		Jjm	SHm			31	31		
57	Jm	Jfm / Jfm*		1330		31	31		
		Xy3				32	32		
58	Jy3	Xy3*	SHy			32	32		
		Xy5				32	32		
59	Jy5	Xy5r				32	32		CE
Typen vd brakke kwelder (B)									
60	Bs3	Ss3b	SPs			12	12		
61	Bs5	Ss5b				12	12		
62	P--b	P / ~ / *				21	blijft in 21		
63	Pe-b	~/ Pe	SBg			22	blijft in 22	Kpb	
		R* / ~				42	naar 41		
64	Bcs	R*				42	naar 41		
65	Bi3	Bi3	SBb			42	naar 41		
66	Bit	???				42	naar 41		
67	Bt	Bt / ~				42	naar 41		
		Ppsb	SLp			21	21		
68	Pp-b	Pp-b / Pp				21	21	Klb	
69	Ppab	Ppab				21	21		
		Ba3	SLa			21	21		
70	Ba	Ba5				21	21		
-	zie Je	Eei	She	1330		31	31	-	
71	Bg	Bg / Rg* / ~				42	42		
72	Bgt	Rg* / Rg / Rgp / R*				42	42		
73	Bj	Jj-r / Jj				33	blijft in 33		
74	Br	Ri / Rg				42	naar 41		
-	zie Bp	Rgp / R*	SBg			42	naar 41		
75	Bpj	Rgp				42	naar 41		
76	Bpg	Rgp				42	naar 41		
77	Bp	Rgp / R*				42	naar 41		
78	Bgn	Rgn				42	naar 41		
79	Bo	Ro	SHo			42	naar 41		
80	Bm	Rm / Jjm / ??? / R*	SBm		Kb	42	naar 41		B
		Jjm			nvt	nvt			nvt
81	Bh	Xy3b / Xy5r	-		nvt	nvt			nvt
82	By3	Xy3 / Xy3* /	SHy		Kb	32	blijft in 32		CE



		Xy3b							
83	By5	Xy5b / Xy5 / Xy5r				32	blijft in 32		
84	Be	R* / ??? / Rre*	SHr			32	blijft in 32		
85	Bi5	Bi5	SBb			42	naar 41		B
86	Bb	Bb3				42	naar 43		
		Bb5	SBp			42	naar 43		CR
87	Bc	Bb3				42	naar 43		
Kwelvegetatie in brak milieu (Dv)									
88	Dvp	Rg / Rg* / Eei	2190					-	
89	Dvs	R* / Rm		2190	Dv			-	B
93	Crs	Cr / R*	1310b			22	blijft in 22	-	
Pioniertypen van de hoge kwelder en duinvoeten (C)									
90	Cc	Cc				22	blijft in 22		
91	Ccs	Cc / R*				22	blijft in 22		
		Cr				22	blijft in 22		
92	Crt	Cr / R*				22	blijft in 22		
Typen vd hoge kwelder (R)									
	-	Rg				42	naar 41		
94	Rgc	Rg / Rgp / Rgf				42	naar 41		
95	Rgl	Rgv / Rg* / Rgp / Rre*	SHg			41	41		
96	Rgt	R*				42	naar 41		
97	Rgf	Rgf / R*				42	naar 41		
98	Rpf	Rgp / Jf-r				42	naar 41		H
99	Ro	Ro	SHo			42	naar 41		
100	Rgv	Rgv		1330	Kh	41	41		
		Rgv / R*				41	41		
101	Rp	R*	SFI						
	-	R*							
102	Rgh	R* / Rg*							
103	Re	Rre*	SHr			41	41		
104	Ry3	Rry / Xy3*	SHy			42	naar 41		CE
105	Ry5	Xy5r				33	blijft in 33		
Typen van nitrofiële plaatsen (X, Rr)									
		Xx5				32	blijft in 32		
		Xx5b				32	blijft in 32		M
106	Xx	Rrx, R* / Xx5				42	42		
		Xxk / ~				32	blijft in 32		
107	Xk	Xxk / R* / Xx5	SHx	1330	Kn	32	blijft in 32		H
108	Rrl	Rrl / ~				42	naar 41		
109	Rru	R* / Rry				41	41		
110	Rrc	R* / ~				41	41		
TOTAAL:	110	90	31 + 7 unspecific	9	15				7
Opmerkingen:									
Voor presentatie van TMAP kaart worden geen complexen gegeven. Het dominante type bepaald de inhoud van elk vlak. Blauwe codes nu concept, worden na april 2008 definitief.		Bij 50-50% verhouding wordt gekozen voor het type van het eerste successie stadium, bij meerdere eenheden wordt gekeken naar het zwaartepunt.		Zones Waddenzee 1997: 00: water 10: kaal 11: pre-pionier 12: pionier 21: lage kwelder 22: idem met pioniersoorten 31: middenkwelder 32: idem met strandkweek 33: idem met hoge soorten 41: hoge kwelder 42: hoge en brakke kwelder en zilt duinvalleien			Zones Waddenzee 2010: 00: water 10: kaal 11: pre-pionier 12: pionier 21: lage kwelder 22: idem met pioniersoorten 31: middenkwelder 32: climax met Zeekweek 33: idem met hoge soorten 41 + 42: hoge en brakke kwelder 43: climax met Riet		
							verwaarloosbaar		
							trendbreuk		



Bijlage 3.1 G Veranderingen overvloedingfrequentie

PQ	JAAR	OVERVLOE- DING-FREQ (lop. gem. -2jr)	SIGNIFICANTIE LINEARE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS	PQ	JAAR	OVERVLOE- DING-FREQ (lop. gem. -2jr)	SIGNIFICANTIE LINEARE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS
			droger	kromme hol				droger	kromme hol
			natter	kromme vlakt af				natter	kromme vlakt af
NEERLANDS REID									
3	1	1986	75		3	20	1986	31	
3	1	1997	65		3	20	1997	31	
3	1	2003	70		3	20	2003	42	
3	1	2009	75		3	20	2009	53	***
3	2	1986	150		3	21	1986	50	
3	2	1997	110		3	21	1997	55	
3	2	2003	130		3	21	2003	72	
3	2	2009	143		3	21	2009	90	***
3	3	1986	70		3	22	1986	21	
3	3	1997	60		3	22	1997	17	
3	3	2003	68		3	22	2003	30	
3	3	2009	83		3	22	2009	37	***
3	4	1986	180		3	23	1986	21	
3	4	1997	185		3	23	1997	18	
3	4	2003	240		3	23	2003	26	
3	4	2009	235	***	3	23	2009	35	***
3	5	1986	250		3	24	1986	29	
3	5	1997	195		3	24	1997	32	
3	5	2003	180		3	24	2003	44	
3	5	2009	130	***	3	24	2009	54	***
3	6	1986	85		DE HON				
3	6	1997	85		8	7	1986	120	
3	6	2003	90		8	7	1997	160	
3	6	2009	104		8	7	2002	215	***
3	7	1986	70		9	1	1986	310	
3	7	1997	75		9	1	1997	455	
3	7	2003	90		9	1	2003	465	
3	7	2009	108	***	9	1	2009	510	***
3	8	1986	290		9	2	1986	310	
3	8	1997	220		9	2	1997	340	
3	8	2003	210		9	2	2003	440	
3	8	2009	155	***	9	2	2009	450	***
3	9	1986	125		9	3	1986	210	
3	9	1997	140		9	3	1997	200	
3	9	2003	195		9	3	2003	300	
3	9	2009	265	***	9	3	2009	283	***
3	10	1986	175		9	4	1986	150	
3	10	1997	160		9	4	1997	135	
3	10	2003	200		9	4	2003	185	
3	10	2009	165		9	4	2009	187	***
3	11	1986	50		9	5	1986	70	
3	11	1997	55		9	5	1997	85	
3	11	2003	60		9	5	2003	125	
3	11	2009	75	***	9	5	2009	140	***
3	12	1986	180		9	6	1986	150	
3	12	1997	165		9	6	1997	145	
3	12	2003	185		9	6	2003	200	
3	12	2009	190		9	6	2009	188	***
3	13	1986	200		9	7	1986	115	
3	13	1997	175		9	7	1997	130	
3	13	2003	205		9	7	2003	205	
3	13	2009	210		9	7	2009	220	***



PQ	JAAR	OVERVLOE- DING-FREQ (lop. gem. -2jr)	SIGNIFICANTIE LINEARE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS	PQ	JAAR	OVERVLOE- DING-FREQ (lop. gem. -2jr)	SIGNIFICANTIE LINEARE TIJDREEKS	SIGNIFICANTE HOLLE / BOLLE TIJDREEKS
			droger	kromme hol				droger	kromme hol
			natter	kromme vlakt af				natter	kromme vlakt af
NEERLANDS REID									
3	14	1986	100		9	8	1986	100	
3	14	1997	90		9	8	1997	125	
3	14	2003	93		9	8	2003	205	
3	14	2009	110		9	8	2009	240	***
3	15	1986	75		9	9	1986	54	
3	15	1997	80		9	9	1997	75	
3	15	2003	92		9	9	2003	130	
3	15	2009	100	***	9	9	2009	160	***
3	16	1986	65		9	10	1986	85	
3	16	1997	70		9	10	1997	110	
3	16	2003	78		9	10	2003	210	
3	16	2009	92	***	9	10	2009	240	***
3	17	1986	65		9	11	1986	135	
3	17	1997	95		9	11	1997	220	
3	17	2003	150		9	11	2003	375	
3	17	2009	175	***	9	11	2009	400	***
3	18	1986	95		9	12	1986	75	
3	18	1997	120		9	12	1997	100	
3	18	2003	190		9	12	2003	185	
3	18	2009	210	***	9	12	2009	235	***
3	19	1986	17		9	13	1986	55	
3	19	1997	13		9	13	1997	70	
3	19	2003	22		9	13	2003	124	
3	19	2009	30	***	9	13	2009	145	***
			** = P < 0.05		9	14	1986	22	
			*** = P < 0.01		9	14	1997	18	
			droger	kromme hol	9	14	2003	37	
			natter	kromme vlakt af	9	14	2009	45	***

P = significantieniveau berekend over de volledige tijdreeks.



Bijlage 3.1 H Proefschrift Kwelders

Planning hoofdstukken proefschrift: Gevolgen van bodemdaling (verhoogde zeespiegelstijging) op eilandkwelders.

Op de kwelders op Ameland is al veel onderzoek gebeurd om inzichten te krijgen in de effecten die bodemdaling heeft. Zowel vegetatie als sedimentatie zijn nauwkeurig gemonitord, maar om de conclusies te kunnen toetsen en onderbouwen werd de noodzaak ingezien voor een vergelijking met een nul-referentie. Schiermonnikoog werd hiervoor gekozen aangezien op dit eiland veel onderzoek is gedaan door de rijksuniversiteit van Groningen en geen bodemdaling heeft. Hier volgt een beschrijving van het proefschrift zoals dat er uiteindelijk uit moet komen te zien.

Hoofdstuk-indeling:

Introductie

A review on sedimentation measurements methods; an ecological perspective

S.Nolte, E.C.Koppenaar, S.Temmerman, P.Esselink, K.S.Dijkema, M. Schürch

Long and short term sedimentation in a catchment unit on a back barrier salt marsh; surviving enhanced sea level rise.

E.C.Koppenaar, S.Temmerman, K.S.Dijkema, H.F.van Dobben, J.P.Bakker, I.M.Both, A.V. de Groot

Dynamics of succession on a back barrier salt marsh: Chronosequence and temporal

E.C.Koppenaar, J.P.Bakker, K.S.Dijkema, H.F.van Dobben

The (in)stability of salt marshes in a changing environment; the effects of enhanced sea-level rise

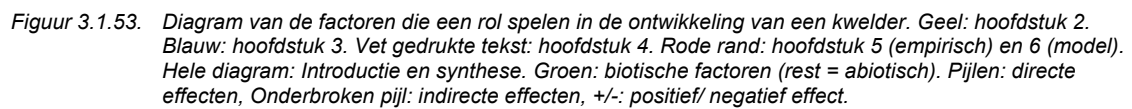
E.C.Koppenaar, K.S.Dijkema, J.P.Bakker, H.F.van Dobben, I.M.Both, A.V. de Groot

Modelling back barrier island salt marshes with enhanced sea-level rise; Tipping points

E.C.Koppenaar, S.Temmerman, H.F.van Dobben, K.S.Dijkema, J.P.Bakker, K.Elschot

Synthese

De introductie en de synthese (hoofdstuk 1 en 7 van het proefschrift) zijn bedoeld om een achtergrond te schetsen voor de factoren die een rol spelen bij kwelder ontwikkeling en hoe deze worden beïnvloed door bodemdaling of verhoogde zeespiegel stijging. Verschillende belangrijke factoren zullen in de andere hoofdstukken worden onderzocht ([figuur 3.1.53](#)). In het tweede hoofdstuk worden verschillende bestaande methoden voor het meten van sedimentatie in kustgebieden beschreven en bediscussieerd. Hierin wordt ingegaan op de achterliggende ecologische vraagstellingen die leiden tot de keuze van methoden om sedimentatie te meten. Daarna (hoofdstuk 3) wordt ingegaan op de vraag hoe, in het geval van bodemdaling, de sedimentatiepatronen binnen een drainage systeem (één slenk) veranderen. Hiermee moet duidelijk worden welke gedeelten van de kwelder een duidelijk sediment tekort hebben of eventueel nog te wachten staat en wat de eventuele gevolgen zijn die dit tekort kan hebben op de lange termijn. Schiermonnikoog en Ameland worden hierin vergeleken. Er wordt vooral gelet op hoe de sedimentatie afhangt van oeverwallen en hogere orde slenken. In het derde hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de dynamiek van de successie van de kweldervegetatie op de nul-referentie Schiermonnikoog. Deze beschrijving vindt plaats aan de hand van de chronosequence die zich op Schiermonnikoog bevindt en de beschikbare gegevens die daar verzameld zijn door de tijd heen. Vervolgens wordt er in hoofdstuk 5 gekeken naar de effecten die bodemdaling heeft op deze successie. Ook in het geval van de vegetatie is het van belang om dit binnen een drainage systeem te onderzoeken in verband met vernatting en sediment-tekort. Als laatste is er een gedeelte waarin de gevonden verbanden in een model komen waarin wordt onderzocht waar en wanneer de 'tipping' punten plaatsvinden. Dit model wordt gevalideerd met de gegevens van Ameland maar is bedoeld om te kunnen inschatten hoe verhoogde zeespiegel de eilandkwelders kan beïnvloeden.





Bijlage 3.1 I Statistische analyse van de kwelder PQ's Ameland

Tabel 3.1.16 *Correlatiematrix van sample scores op de eerste drie DCA assen, Ellenbergwaarden en gemeten abiotische variabelen. Z = hoogteligging (1986: in dat jaar, t: actueel), Fj03 = gemiddelde overvloedingsfrequentie als lopend gemiddelde over (opnamejaar-3) tot opnamejaar, Oj13 = gemiddelde opslibbing als lopend gemiddelde over (opnamejaar-3) tot (opnamejaar-1), ontwat = ontwatering (in 3 klassen, semi-kwantitatief), graas = begrazingsintensiteit (in 4 klassen, semi-kwantitatief), afstKreek = afstand tot de dichtstbijzijnde kreek in 2005, Dklei1986 = dikte van de kleilaag in 1986.*
Correlation matrix of the first three DCA axes, Ellenberg numbers and measured environmental variables.

		AS 1	AS 2	AS 3	licht	vocht	zuur	stik	zout	Jaar	Z1986	Zt	Fj03	OPScum	Oj13	Pnet	ontwat	graas	afstKreek	Dklei1986
DCA	AS 1	1,00																		
	AS 2	0,70	1,00																	
	AS 3	0,08	0,13	1,00																
Ellenberg	licht	-0,63	-0,44	0,54	1,00															
	vocht	-0,94	-0,62	-0,21	0,48	1,00														
	zuur	-0,52	-0,37	-0,26	0,19	0,57	1,00													
	stik	-0,37	0,06	0,47	0,58	0,32	0,18	1,00												
	zout	-0,93	-0,78	-0,11	0,59	0,92	0,56	0,29	1,00											
gemeten variabelen	Jaar	0,06	0,18	0,51	0,25	-0,11	0,20	0,28	-0,08	1,00										
	Z1986	0,92	0,70	-0,03	-0,64	-0,85	0,50	-0,41	-0,89	0,01	1,00									
	Zt	0,88	0,64	-0,13	-0,68	-0,80	0,41	-0,42	-0,83	-0,09	0,94	1,00								
	Fj03	-0,82	-0,50	0,18	0,66	0,76	0,34	0,39	0,73	0,09	-0,82	-0,91	1,00							
	OPScum	-0,37	-0,26	0,30	0,41	0,28	0,19	0,35	0,38	0,54	-0,51	-0,35	0,24	1,00						
	Oj13	-0,36	-0,26	-0,02	0,23	0,31	0,20	0,17	0,34	0,03	-0,42	-0,26	0,17	0,57	1,00					
	Pnet	0,04	0,09	0,27	0,12	-0,05	0,12	0,14	-0,04	0,51	0,00	-0,05	0,07	0,28	-0,03	1,00				
	ontwat	0,79	0,65	0,10	-0,48	-0,75	0,36	-0,28	-0,79	0,09	0,76	0,75	-0,64	-0,23	-0,22	0,05	1,00			
	graas	-0,03	0,04	-0,61	-0,34	0,12	0,18	-0,14	0,07	-0,20	0,08	0,23	-0,34	-0,04	0,09	-0,10	-0,02	1,00		
	afstKreek	0,48	0,23	0,15	-0,21	-0,50	0,33	-0,15	-0,44	0,00	0,51	0,41	-0,34	-0,34	-0,35	-0,01	0,30	-0,15	1,00	
	Dklei1986	-0,33	-0,20	-0,34	0,01	0,34	0,32	0,20	0,36	0,00	-0,29	-0,09	-0,10	0,32	0,29	0,00	-0,29	0,68	-0,45	1,00



Tabel 3.1.17 Voorwaartse selectie van omgevingsvariabelen in CCA. F = (regression mean square met deze term - regression mean square zonder deze term) / error mean square; P = kans op deze, of een hogere F -waarde onder de nul hypothese, bepaald op basis of 999 bootstrap samples, %VV = percentage verklaarde variantie over alle soorten. In elke stap is de variabele met de hoogste F aan het model toegevoegd, op voorwaarde dat deze een correlatie van $|R| < 0.8$ heeft met de variabelen die reeds in het model zitten. Beschouwde variabelen: de variabelen uit Tabel 3.1.16 + de lopende gemiddelden voor overvloeding en opslibbing zoals gegeven in hoofdstuk 3.1.6.2.1 (vijf variabelen voor overvloeding en vijf voor opslibbing). Aantal opnamen: 646, aantal soorten: 57.

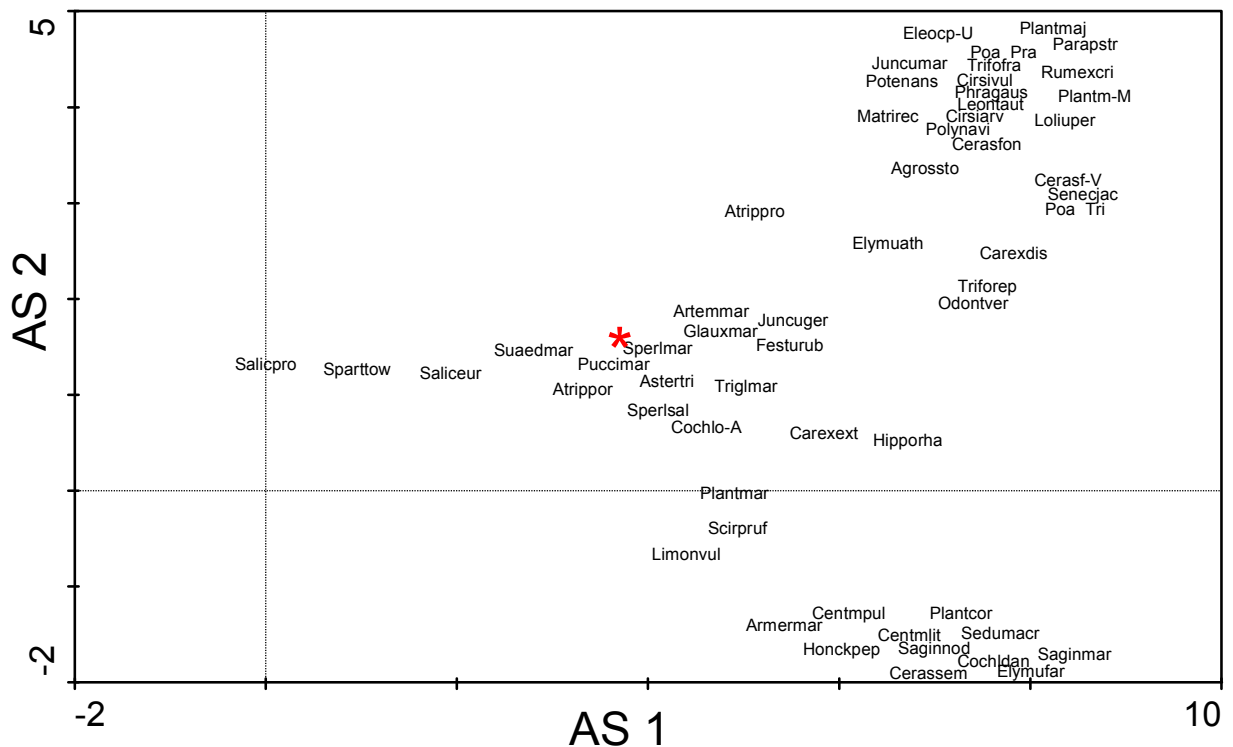
Forward selection of environmental variables in CCA. F = (regression mean square with this term - regression mean square without this term) / error mean square; P = probability of this, or a higher F -value under the null hypothesis as determined on the basis of 999 bootstrap samples. Number of relevés: 646, number of species: 57.

Variable	F	P	%VV
hoogteligging in 1986	76,24	0,001	12,0%
overvl.freq. in jaar -3 t/m 0	32,36	0,001	4,8%
begrazingsintensiteit	23,64	0,001	3,4%
opslibbing cumulatief sinds 1986	14,69	0,001	2,0%
afstand tot dichtstbijzijnde kreek	11,21	0,001	1,6%
dikte kleilaag in 1986	11,49	0,001	1,6%
ontwatering	6,88	0,001	0,8%
opslibbing in jaar -3 t/m -1	2,89	0,001	0,4%
netto neerslag	2,04	0,005	0,4%
SOM			27,0%

Tabel 3.1.18 Significante van temporele trends. AS1 etc. = sample scores op de eerste drie DCA assen, NBW = natuurbehoudswaarde, Nspec = aantal soorten. Zone, jaar en zone.jaar geven de significantie van het effect van zone, jaar en hun interactie bepaald met ANOVA (*** = $P < 0.001$, * = $P < 0.05$, ns = $P > 0.05$); 'lin effect' geeft het lineaire effect van jaartal bepaald met lineaire regressie (voor alle zones samen en per zone). Gefit model: $Y = \sum a_{zone,0} + \sum a_{zone,1} \cdot \text{jaar}$ met $a_{zone,0}$: intercept per zone, $a_{zone,1}$: regressiecoëfficiënt per zone. De absolute waarde van elk getal geeft de significantie van het effect (3 = $P < 0.001$, 2 = $P < 0.01$, 1 = $P < 0.05$, 0 = $P > 0.05$), het teken is het teken van de regressiecoëfficiënt $a_{zone,1}$. %VV (jaar) = percentage variantie dat uniek door het jaartal wordt verklaard (=verlies aan verklaarde variantie bij weglaten van de termen voor jaar).

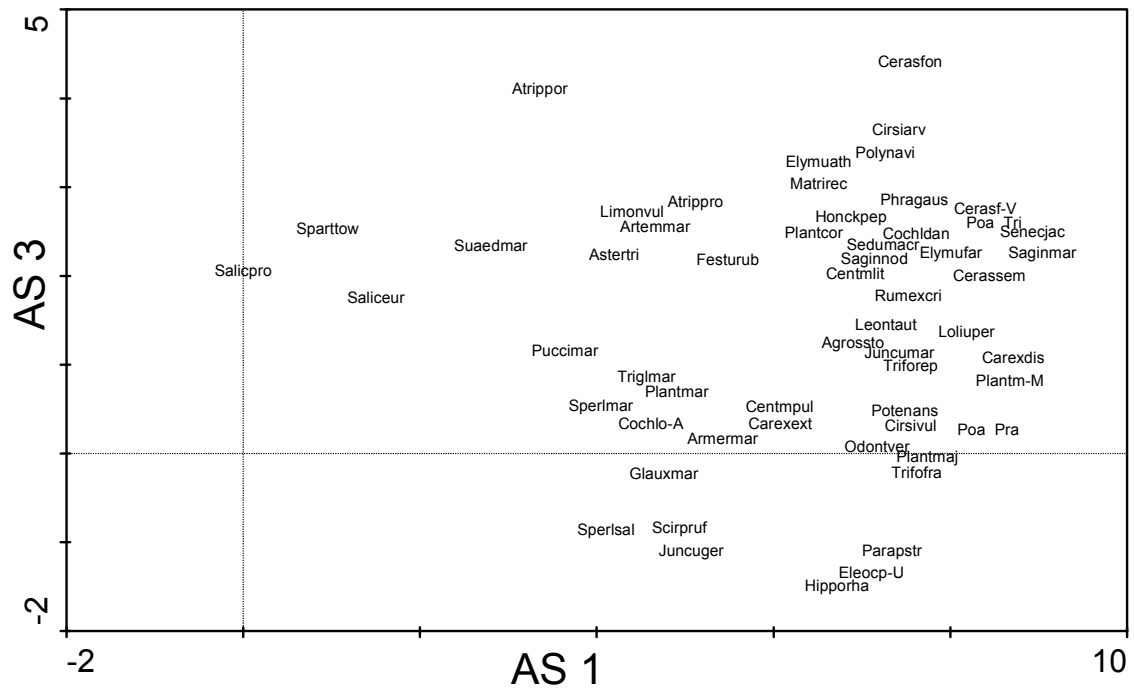
Significance of temporal trends. zone, jaar, zone.jaar: significance of the effect of zone, year number and their interaction in 2-way ANOVA; lin.effect jaar: significance of linear effect of year number, overall and per zone; values are significance of the effect of year number (3 = $P < 0.001$, 2 = $P < 0.01$, 1 = $P < 0.05$, 0 = $P > 0.05$), the sign of each value is the sign of the regression coefficient of year number.

	AS1	AS2	AS3	NBW	Nspec
zone	***	***	*	***	***
jaar	ns	***	***	ns	***
zone.jaar	ns	ns	ns	ns	ns
lin. effect jaar	0	3	3	-3	-3
lin. effect jaar zone 1	1	0	1	0	0
lin. effect jaar zone 2	2	3	3	-3	-3
lin. effect jaar zone 3	0	3	3	-1	-3
lin. effect jaar zone 4	0	1	3	-2	-3
%VV(jaar)	0,5%	2,9%	27,8%	4,1%	8,8%



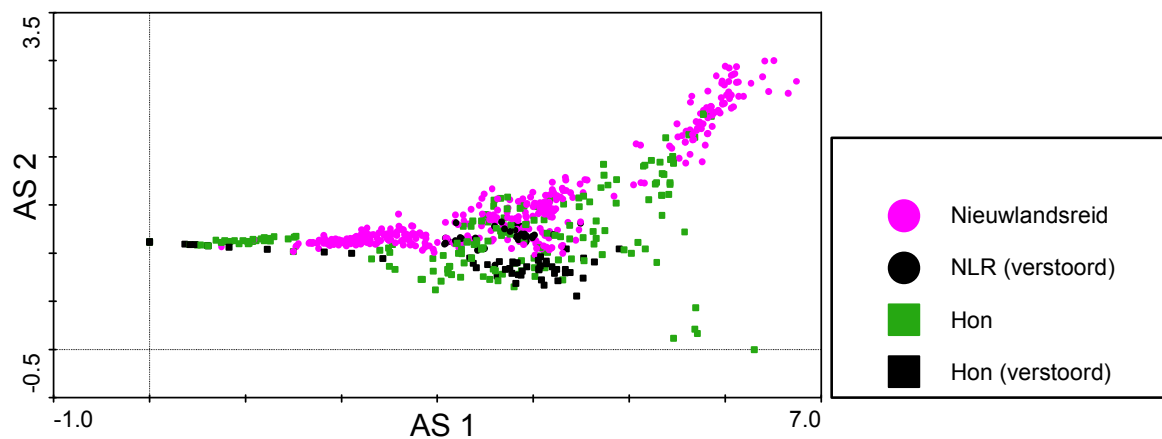
Figuur 3.1.54 A DCA diagram van alle PQ / jaar combinaties, eerste (horizontaal) tegen tweede as (verticaal). De plot bevat alle waargenomen soorten, sommige zijn ter wille van de leesbaarheid iets verschoven. Detrending met segmenten. Eigenwaarden: $\lambda_1 = 0.623$, $\lambda_2 = 0.271$, $\lambda_3 = 0.186$, $\lambda_4 = 0.103$, $\Sigma\lambda = 4.999$; deze plot verklaart daarom $(0.623+0.271) / 4.999 = 17.9\%$ van de variantie in de abundancies van de

soorten. Aantal opnamen: 646, aantal soorten: 57. * = nulpunt van [Figuur 3.1.55](#). Betekenis van de gecodeerde soortnamen (alfabetisch op code geordend): Agrossto: *Agrostis stolonifera*, Armermar: *Armeria maritima*, Artemmar: *Artemisia maritima*, Astertri: *Aster tripolium*, Atrippor: *Atriplex portulacoides*, Atrippro: *Atriplex prostrata*, Carexdis: *Carex distans*, Carexext: *Carex extensa*, Centmlit: *Centaurium littorale*, Centmpul: *Centaurium pulchellum*, Cerasfon: *Cerastium fontanum*, Cerasf-V: *Cerastium fontanum* subsp. *vulgare*, Cerassem: *Cerastium semidecandrum*, Cirsiarv: *Cirsium arvense*, Cirsivul: *Cirsium vulgare*, Cochldan: *Cochlearia danica*, Cochlo-A: *Cochlearia officinalis* subsp. *anglica*, Eleocp-U: *Eleocharis palustris* subsp. *uniglumis*, Elymuath: *Elymus athericus*, Elymufar: *Elymus farctus*, Festurub: *Festuca rubra*, Glauymar: *Glaux maritima*, Hipporha: *Hippophae rhamnoides*, Honckpep: *Honckenya peploides*, Juncuger: *Juncus gerardi*, Juncumar: *Juncus maritimus*, Leontaut: *Leontodon autumnalis*, Limonvul: *Limonium vulgare*, Loliuper: *Lolium perenne*, Matirec: *Matricaria recutita*, Odontver: *Odontites vernus*, Odontver: *Odontites vernus* subsp. *serotinus*, Parapstr: *Parapholis strigosa*, Phragaus: *Phragmites australis*, Plantcor: *Plantago coronopus*, Plantmaj: *Plantago major*, Plantmar: *Plantago maritima*, Plantm-M: *Plantago major* subsp. *major*, Poa tri: *Poa trivialis*, Polynavi: *Polygonum aviculare*, Potenans: *Potentilla anserina*, Puccimar: *Puccinellia maritima*, Rumexcri: *Rumex crispus*, Saginmar: *Sagina maritima*, Saginnod: *Sagina nodosa*, Saliceur: *Salicornia europaea*, Salicpro: *Salicornia procumbens*, Scirpruf: *Scirpus rufus*, Sedumacr: *Sedum acre*, Senecjac: *Senecio jacobaea*, Spartow: *Spartina townsendii*, Sperlmar: *Spergularia maritima*, Sperlsal: *Spergularia salina*, Suaedmar: *Suaeda maritima*, Trifofra: *Trifolium fragiferum*, Triforep: *Trifolium repens*, Triglmr: *Triglochin maritima*. DCA species plot, first (horizontal) and second (vertical) axis. Detrending by segments. Eigenvalues: $\lambda_1 = 0.623$, $\lambda_2 = 0.271$, $\lambda_3 = 0.186$, $\lambda_4 = 0.103$, $\Sigma\lambda = 4.999$; the plot explains 17.9% of the variance in the species' abundances. Number of relevés: 646, number of species: 57. Explanation of species codes see above.

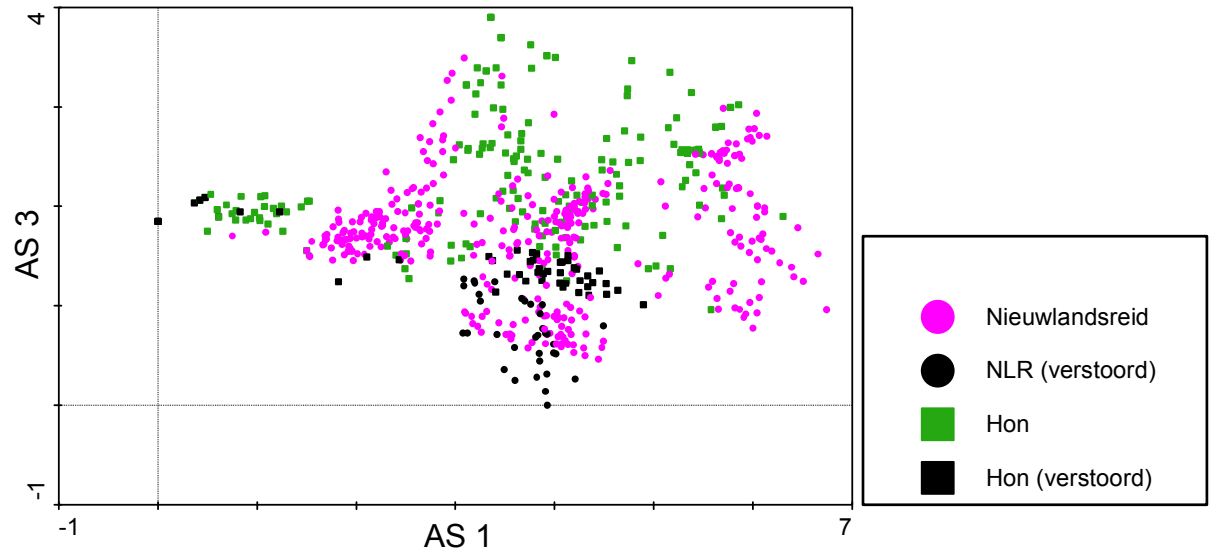


Figuur 3.1.54 B DCA diagram van alle PQ / jaar combinaties, eerste (horizontaal) tegen derde as (verticaal). Deze plot en [figuur 3.1.54 A](#) verklaren samen $(0.623+0.271+0.186) / 4.999 = 21.6\%$ van de variantie in de abundanties van de soorten.

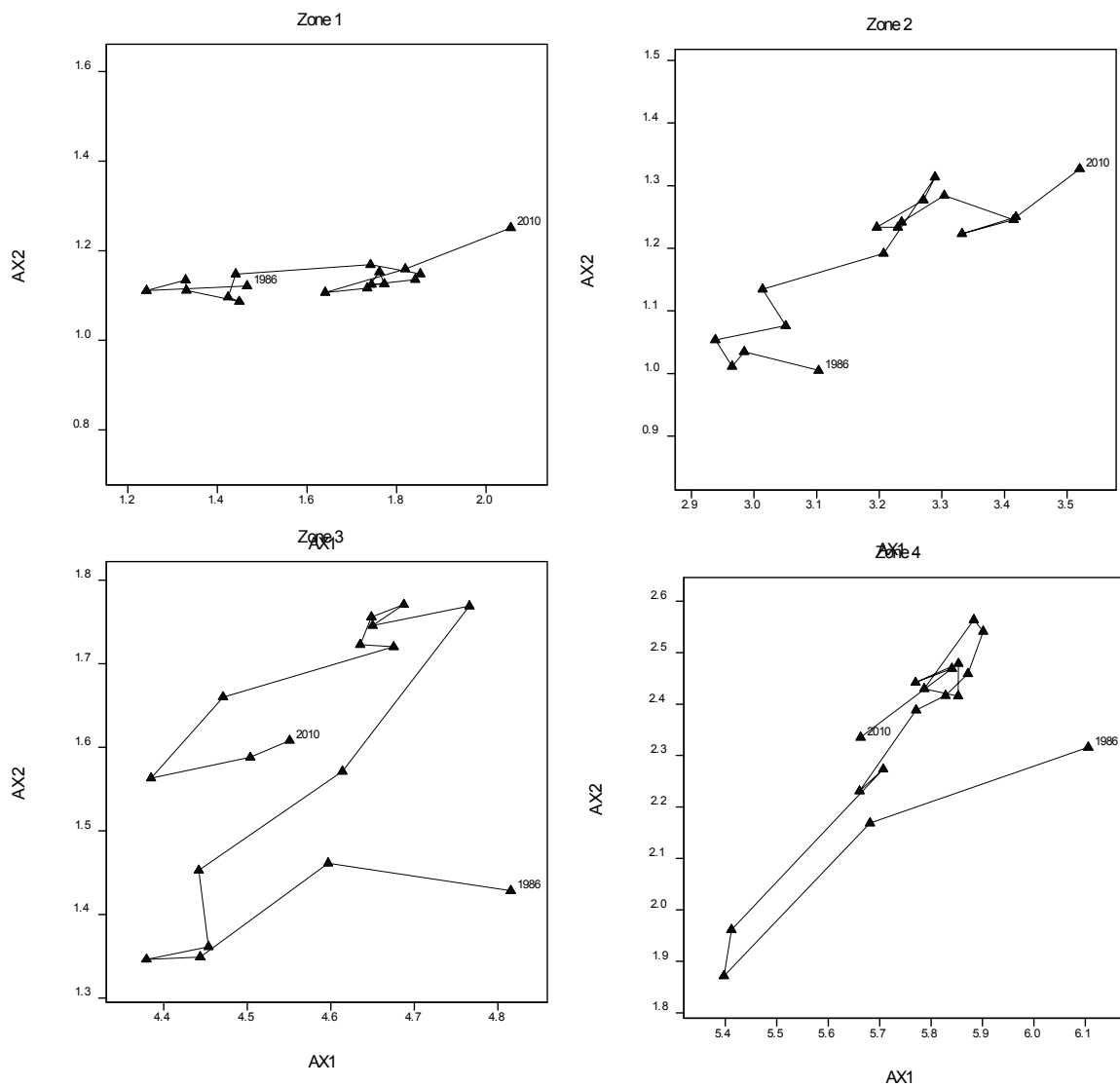
DCA species plot, first (horizontal) and third (vertical) axis. This plot and [Figure 3.1.54 A](#) together explain 21.6% of the variance in the species' abundances.



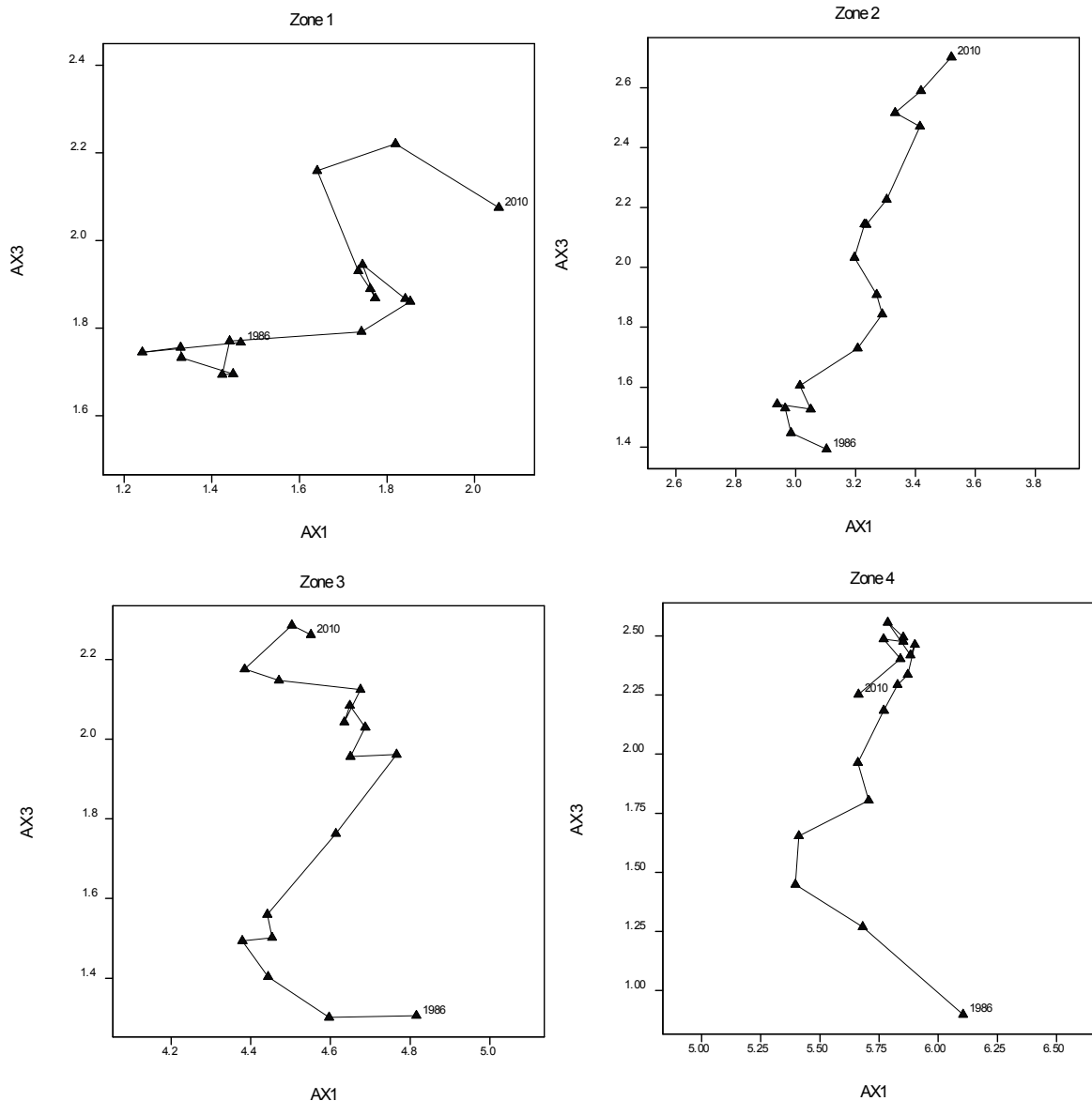
Figuur 3.1.54 C DCA sample plot, eerste (horizontaal) tegen tweede as (verticaal). NLR = Neerlands Reid
DCA sample plot, first (horizontal) and second (vertical) axis Verstoord =disturbed .



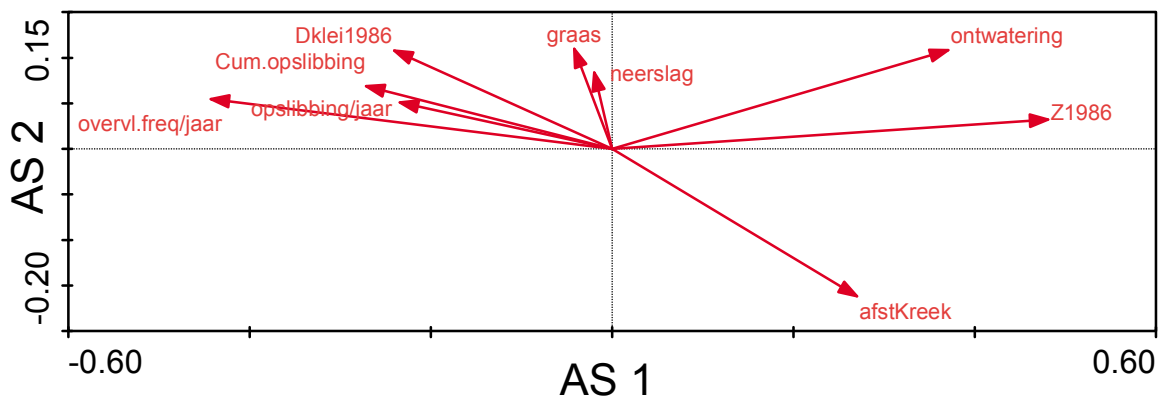
Figuur 3.1.54 D DCA sample plot, eerste (horizontaal) tegen derde as (verticaal).
DCA sample plot, first (horizontal) and third (vertical) axis.



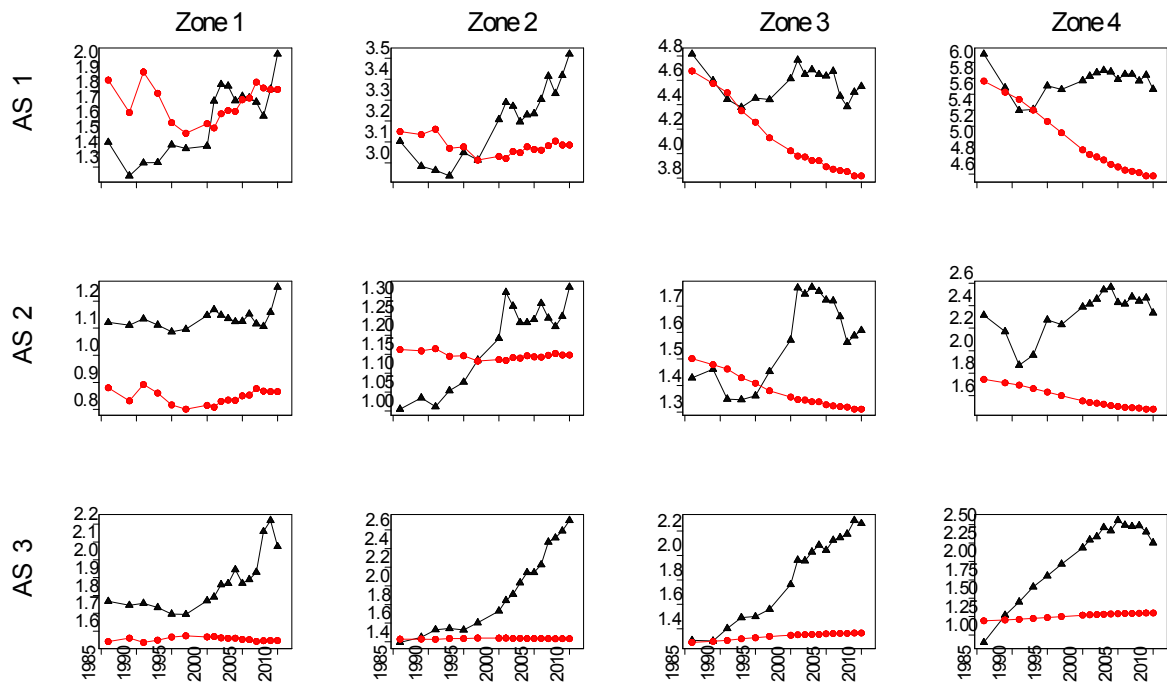
Figuur 3.1.54 E Centroiden van de plot / opnamejaar combinaties in DCA: eerste as (horizontaal) tegen tweede as (verticaal) voor de vier zones. De symbolen corresponderen met de verschillende opnamejaren, en zijn door lijnen als 'tijdpad' verbonden.
Centroids of plots / observation year combinations in DCA: first (horizontal and second (vertical) axis). Symbols correspond to different points in time.



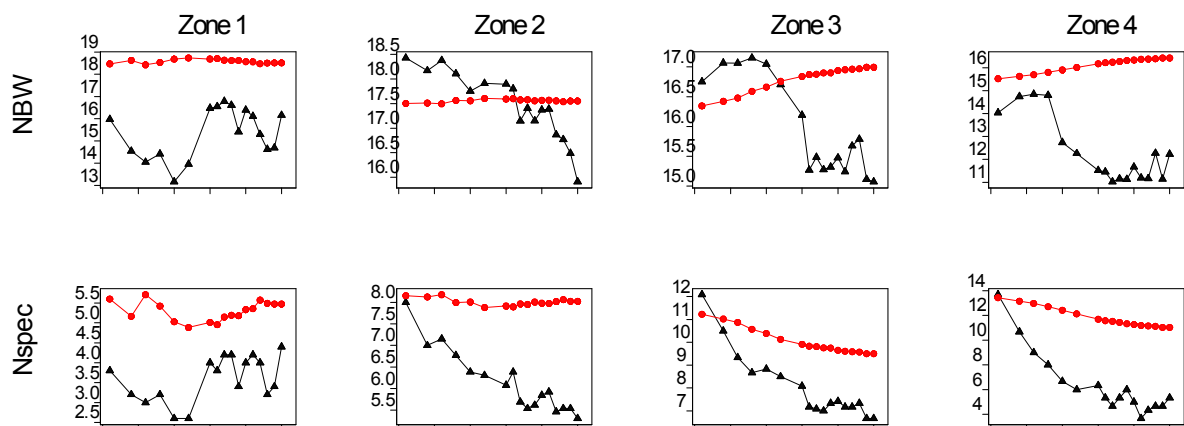
Figuur 3.1.54 F Centroiden van de plot / opnamejaar combinaties in DCA: eerste as (horizontaal) tegen derde as (verticaal), voor de vier zones. De symbolen corresponderen met de verschillende opnamejaren. Centroids of plots / observation year combinations in DCA: first (horizontal and second (vertical) axis). Symbols correspond to different points in time.



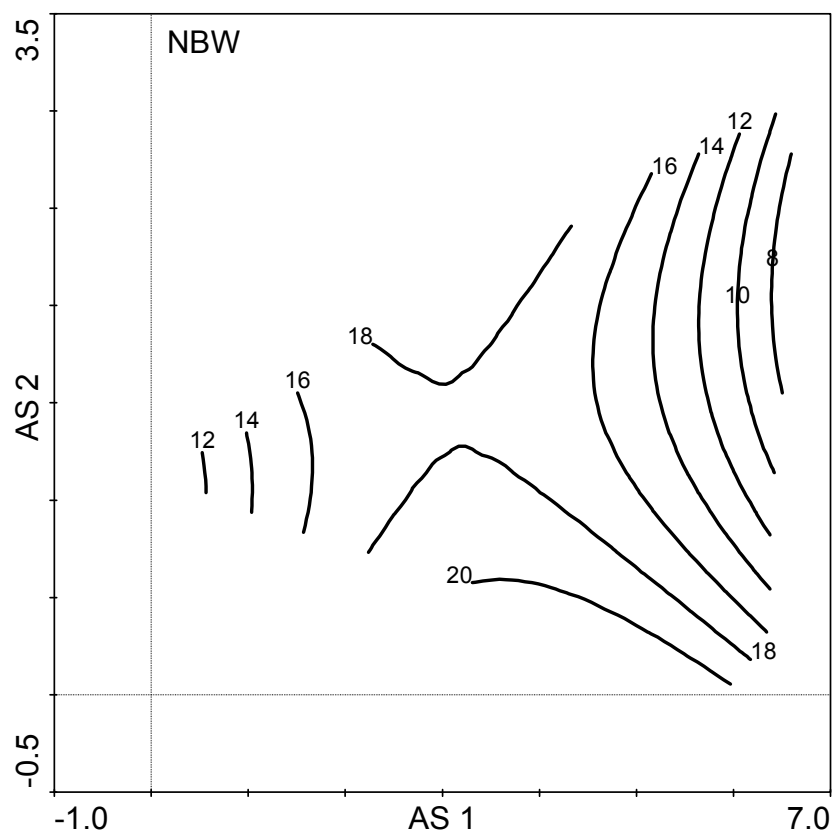
Figuur 3.1.55 Omgevingsvariabelen met een significant effect in CCA geprojecteerd in de DCA plot: eerste tegen tweede as. Toelichting zie tekst. Environmental variables with a significant effect in CCA projected into the DCA space: first and second axis.



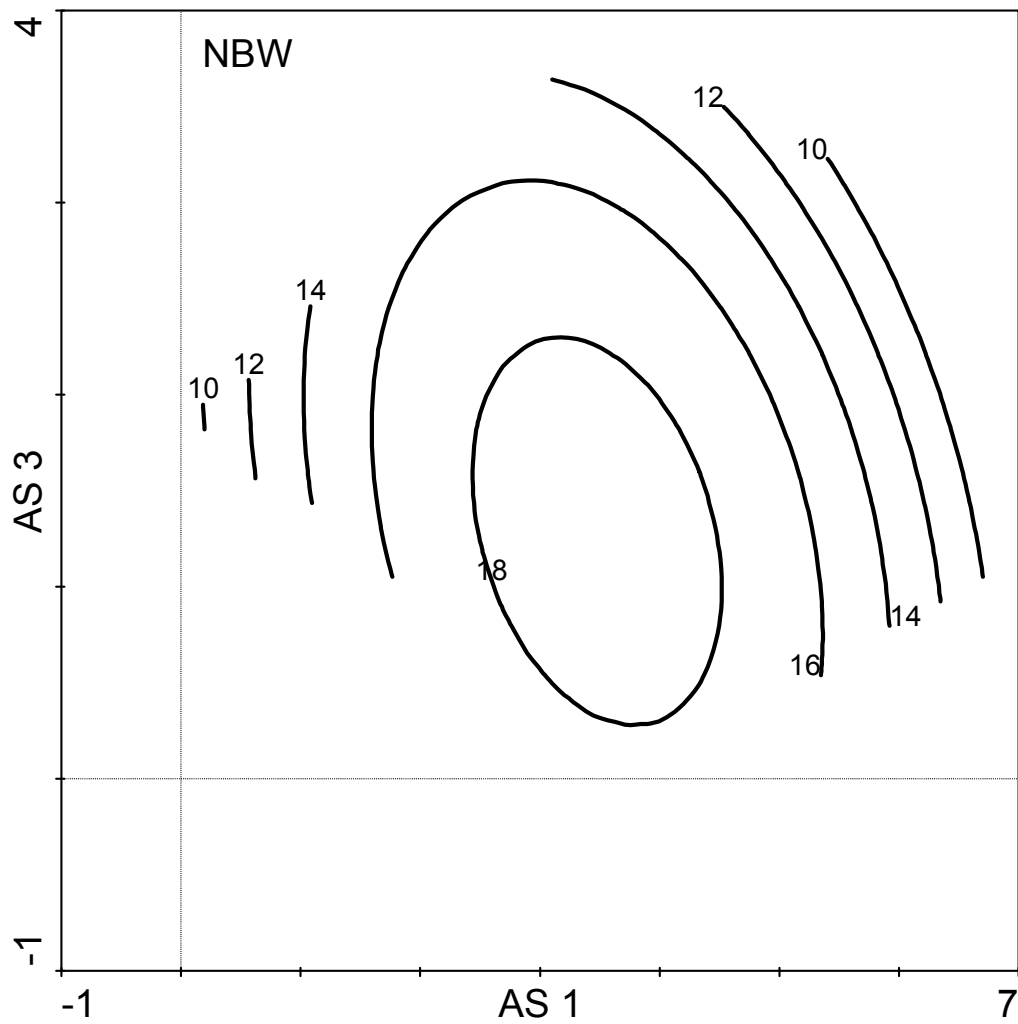
Figuur 3.1.56 Tijdverloop per as, zwart = gevonden, rood = voorspeld op grond van actuele hoogteligging.
Temporal shift per axis, black = observed, red = expected on the basis of actual elevation.



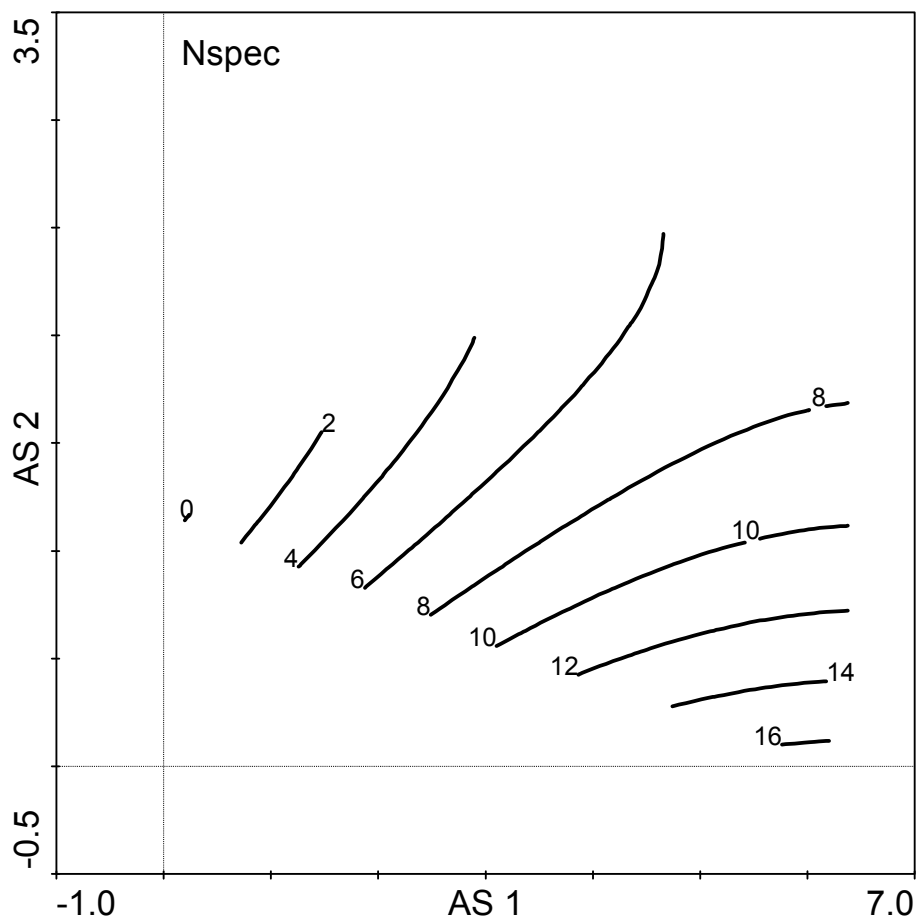
Figuur 3.1.57 Tijdverloop voor de biodiversiteitsindicatoren, zwart = gevonden, rood = voorspeld op grond van actuele hoogteligging.
Temporal shift for the biodiversity indicators, black = observed, red = expected on the basis of actual elevation.



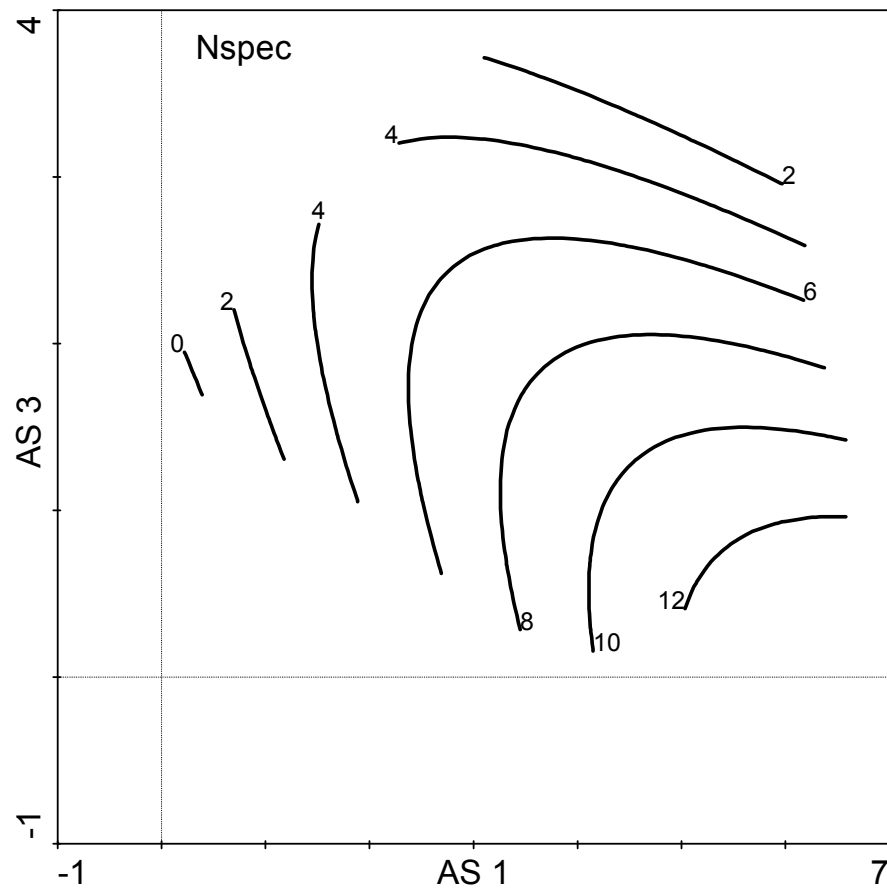
Figuur 3.1.58 A NBW geprojecteerd in de DCA ruimte: eerste tegen tweede as.
NBW projected into DCA space: first and second axis.



*Figuur 3.1.58 B NBW geprojecteerd in de DCA ruimte: eerste tegen derde as.
NBW projected into DCA space: first and third axis.*



Figuur 3.1.58 C Aantal soorten geprojecteerd in de DCA ruimte: eerste tegen tweede as.
Number of species projected into DCA space: first and second axis.



Figuur 3.1.58 D Aantal soorten geprojecteerd in de DCA ruimte: eerste tegen derde as.
Number of species projected into DCA space: first and second axis.



3.2. Begrazingsonderzoek Nieuwlandsrijd

Inventarisatie van de begrazing van het Nieuwlandsrijd door vee en ganzen.



Augustus 2011
W.J. Molenaar
J. Krol



Inhoudsopgave

Samenvatting/Summary	153
3.2.1. Inleiding	155
3.2.2. Begrazing door vee	156
3.2.3. Begrazingspatroon	157
3.2.4. Begrazingsdruk	158
3.2.4.1. Begrazingsdruk in vak B en C	159
3.2.4.2. Begrazingsdruk in vak D	160
3.2.4.3. Conclusies begrazing door vee	160
3.2.5. Begrazing door ganzen	161
3.2.6. Literatuur	162



Samenvatting/Summary

Begrazing door vee

De kwelder het Nieuwlandsrijd op Oost Ameland wordt in de zomer begraasd door vee afkomstig van boeren van het eiland. Omdat de graasintensiteit invloed heeft op de vegetatiesamenstelling is een begrazingsonderzoek uitgevoerd waarbij de begrazingsintensiteit vanaf 1984 in beeld is gebracht. Dit betreft zowel begrazing door vee als begrazing door ganzen. De begrazingseenheid is in totaal 580 hectare groot en is onderverdeeld in vier eenheden. Het vee wordt gedurende het seizoen gerouleerd over deze vier eenheden. De gegevens over de begrazing worden bijgehouden door de herder. Op basis van de verzamelde gegevens is de begrazingsintensiteit berekend.

De vakken B en C werden begraasd door zowel schapen, runderen als paarden. De totale begrazingsintensiteit in deze vakken is in de onderzochte periode enigszins afgenomen. Een belangrijke oorzaak van de daling van de begrazingsintensiteit is het (gemiddeld) later inscharen van het vee. Een deel van het vee werd niet meteen na de inscharringsdatum (1 mei) ingeschaard. Ook blijkt het aandeel 'onbezette' aandelen in de onderzoeksperiode geleidelijk te zijn toegenomen. De laatste jaren is het aandeel onbezette aandelen juist weer afgenomen. Door het instellen van een gesubsidieerd weidevogelbeheer werd vanaf 2008 vak B minder intensief begraasd en vak C juist intensiever.

Vak D werd begraasd door runderen. De begrazingsintensiteit in vak D is afgenomen. Deze trend heeft zich vooral voorgedaan aan het eind van de tachtiger jaren en vanaf 2003. Vanaf 2008 is de begrazingsintensiteit weer toegenomen. Dit is een gevolg van het instellen van een langere graasperiode, maar met minder dieren.

Begrazing door ganzen

Op de kwelders van het Nieuwlandsrijd foerageren in het winterhalfjaar ganzen. Vooral in warme winters zijn er hoge aantallen geteld van 3000 tot 8000 ganzen. Het betreft vooral Rotganzen (*Branta bernicla*) en Brandganzen (*Branta leucopsis*). De hoogste aantallen werden in het voorjaar geteld, in de periode van half maart tot half mei. Dat komt doordat de ganzen uit de zuidelijkere gebieden in het voorjaar naar het noorden trekken waarbij ze tijdelijk het waddengebied aandoen.

De hoogste aantallen Rotganzen zijn geteld in de jaren 1994 tot 2001 waarna een daling is opgetreden. Vanaf 2005 is een geringe toename opgetreden.

De Brandganzen zijn op het Nieuwlandsrijd verschenen omstreeks 1993. Daarna is een toename opgetreden waarbij de hoogste aantallen zijn geteld in 2005. Na 2005 is het aantal afgenomen. Vanaf 2007-2008 is de afname vrij gering.

Wanneer gekeken wordt naar het totaal aantal ganzen dan blijkt dat in de periode 1989 tot 1993 het aantal ganzen vrij stabiel was. In die jaren werden in april circa 3000 ganzen geteld. In de jaren 1994 tot 2001 werden in april regelmatig fors hogere aantallen geteld (tot meer dan 8000). Na 2006 is het aantal gedaald en werden meestal tussen 2000 en 6000 ganzen geteld.

Een en ander betekent dat de begrazing door ganzen in de periode 1994 tot 2001 het grootst was. In de periode 2005-2010 is de graasdruk door ganzen afgenomen.

Grazing by cattle

The saltmarsh Nieuwlandsrijd on East-Ameland is in summer grazed by cattle from farmers of the island of Ameland. Grazing is restricted to farmers who have shares in an grazing company. Because the grazing affects the vegetation, a grazing monitoring has been done. In this study the grazing intensity since 1984 is revealed. This includes grazing by cattle and grazing by geese. The grazing area in total is 580 hectares and is divided into four sections. The cattle is rotated throughout the season on these four sections. Data on grazing by cattle are administrated by the shepherd. Based on the data collected, the grazing intensity is calculated.



In sections B and C the total grazing intensity decreased slightly. A major cause of the decrease was a later start of the grazing in May. A second reason is the gradual decrease of the use of the shares. In recent years, a larger part of the shares have been used again.

From 2008 a part of the sections is managed as a breeding reserve for meadow birds. As a result section C is more intensively grazed, and section B less intensive.

The grazing intensity in section D has declined at the end of the eighties and again in 2003. But since 2008 the grazing intensity increased again. This is a result of setting a much longer period of grazing, but with less animals. It has moved from two relatively short periods with relatively high numbers of cattle to a long period with fewer animals.

Grazing by geese

In the winter semester geese forage on the Nieuwlandsdijd on east Ameland. The species are mainly Brent geese (*Branta bernicla*) and Barnacle geese (*Branta leucopsis*). Especially in warm winters and in the spring high numbers are counted. In the spring, when the geese arrive from the southern areas, the numbers rise to 3000-8000 geese.

The highest numbers of Brent geese were counted in the years 1994 to 2001 after which a decline occurred. Since 2005 the numbers increased slightly.

The Barnacle geese appeared around 1993. Thereafter, an increase can be seen with the highest numbers in 2005. Then the numbers decreased. From 2007-2008, the numbers were relatively stable.

Total numbers of geese (Barnacle geese and Brent geese) in spring during the period 1989-1993 were fairly stable (around 3000). In the period 1994-2001 much higher numbers were counted (up to more than 8000). After 2006 the spring numbers decreased again (3000-6000). This means that the highest grazing intensity by geese took place in the period 1994 to 2001. In recent years, the grazing pressure by geese was slightly decreasing.



3.2.1. Inleiding

De kwelder Nieuwlandsrijd op Oost Ameland wordt begraasd door vee afkomstig van boeren van het eiland. Omdat naast bodemdaling (Dijkema, [hoofdstuk 3.1](#)) ook de graasintensiteit invloed heeft op de vegetatiesamenstelling is een begrazingsonderzoek uitgevoerd waarbij de begrazingsintensiteit vanaf 1984 in beeld is gebracht. Dit betreft zowel begrazing door vee als begrazing door ganzen.



3.2.2. Begrazing door vee

De kwelder Nieuwlandsrijd is grotendeels eigendom van de 'Maatschappij tot exploitatie van onroerende goederen op het Oosteinde Oerd Neerlands Reid BV', in de volksmond kortweg de 'Vennoot' genaamd. Deze maatschappij is opgericht in 1920 en geeft sindsdien aandelen uit waarmee het recht verworven wordt vee in te scharen. Er zijn in totaal 630 aandelen uitgegeven en daarnaast nog 32 begrazingsrechten. Een begrazingsrecht komt overeen met twee aandelen. Per aandeel mag ingeschaard worden: twee schapen (ongeacht het aantal bijbehorende lammeren), één pink, een halve vaars (een vaars is een jonge koe die nog niet gekalfd heeft), een half paard of één enter (jong paard).

In [figuur 3.2.1](#) is de begrazingseenheid weergegeven. De totale grootte van het gebied is 580 hectare. Het gebied is onderverdeeld in vier eenheden. Het vee wordt gedurende het seizoen gerouleerd over de vier eenheden.

De Kooiduinen (vak A) bestaat voor een groot deel uit hogere duinen met enkele valleien en een klein stukje kwelder. De Hoek van de Blinkert (vak B) en het Middenstuk (vak C) bestaan voornamelijk uit kwelder met plaatselijk enkele lagere duintjes. Het Oerd (vak D) is deels kwelder en deels, in het oosten, een oud duincomplex met in het centrum daarvan een moerassig gebied en een duinmeer (het Oerdswater).

Eind jaren tachtig is de verdeling van de begrazingseenheden gewijzigd. Vak B is vergroot ten koste van vak C. In [figuur 3.2.1](#) is de plaats van het oude raster met een onderbroken blauwe lijn aangegeven.

Sinds 2008 valt een deel van het gebied onder weidevogelbeheer (Agrarisch Natuurbeheer). Dit betekent dat de vakken B en D tot 10 juni niet meer worden beweid. Om dit in de praktijk mogelijk te maken is het raster van vak B in 2008 aangepast en 'schapendicht' gemaakt. Daarbij is vak B iets vergroot en vak A verkleind.

De gegevens over de begrazing worden bijgehouden door de herder. Tot en met 2001 was dit dhr. T. Kooiker. Vanaf 2002 is dit dhr. A. P. Molenaar. De gegevens bestaan uit de aantallen ingeschaard vee en de inscharings- en de verweidingsdata.

Op basis van de verzamelde gegevens is de begrazingsintensiteit per jaar berekend. Hiervoor is het aantal 'graasdagen' berekend. Dit is het aantal aanwezige grazers vermenigvuldigd met het aantal dagen dat er begraasd is.



3.2.3. Begrazingspatroon

De inscharing vindt plaats in het voorjaar. De inscharingsdatum wordt vastgesteld door het bestuur. Het doel is om zo vroeg mogelijk in te scharen maar met de voorwaarde dat er voldoende gras aanwezig is. Dit laatste is vooral afhankelijk van het weer.

De inscharingsdatum in de periode 1982-1985 lag in de laatste twee weken van april. Vanaf 1989 tot 2001 was dit begin mei. Vanaf 2002 geldt een vaste inscharingsdatum van 1 mei. In 2001 was inscharing pas toegestaan op 25 mei (paarden) en 1 juni (schapen en runderen) in verband met de mkz-crisis.

In de jaren 1985 tot 1992 is gedurende het seizoen extra vee ingeschaard vanwege een groot aanbod van gras. De laatste jaren heeft extra inscharing niet meer plaats gevonden. Dit had te maken met de geringe animo onder boeren.

Al het vee diende 1 december verwijderd te zijn. Voor de rammen (ook lammeren) gold eind juli als einddatum. De praktijk was dat alle lammeren eind juli werden verwijderd en de schapen begin oktober. De meeste koeien en paarden bleven aanwezig tot eind november.

Wanneer de aantallen ingeschaarde dieren gedurende het jaar worden beschouwd dan blijkt dat vooral de laatste tijd een deel van het vee pas relatief laat is ingeschaard. Was het in de tachtiger jaren zo dat het gros van het vee op de officiële inscharingsdatum werd ingeschaard, de laatste jaren gebeurde het inscharen veel geleidelijker en werd het maximum aantal dieren meer dan een maand later dan de officiële inscharingsdatum bereikt.

Met ingang van het weideseizoen 2008 werden de vakken A en D pas na 9 juni ingeschaard. Dit houdt verband met het feit dat het Nieuwlandsrijd voor dit deel een contract heeft afgesloten in het kader van Agrarisch Natuurbeheer voor een periode van 6 jaar. Om praktische redenen werd van de runderen het vleesvee en het zwartbonte melkvee gescheiden. Het vleesvee werd ingeschaard in vak D, het zwartbonte vee in C en na 9 juni in B.

De verweidingsdata voor de runderen varieerden de afgelopen 20 jaar. Tot 2000 is een min of meer vast roulatiepatroon gevolgd waarbij de runderen rouleerden over de vakken B, C en D. Van 2003 tot 2007 is een ander roulatiepatroon gehanteerd. Dit was mede een gevolg van het feit dat getracht werd de weidevogels in vak B te ontzien door in mei in vak C in te scharen. Vanaf 2008 is vak B en D pas na 9 juni ingeschaard als gevolg van het afgesloten beheerspakket voor weidevogels. In 2009 en 2010 viel vak D (Oerd) niet meer onder het roulatiepatroon. In vak D is in die jaren van medio juni tot eind november eenmalig ingeschaard met 58 tot 60 runderen.

De schapen werden tot 2008 ingeschaard in de vakken A, B en C. Voor de schapen vormden deze vakken één begrazingseenheid. De rasters hebben een dusdanige hoogte dat schapen in tegenstelling tot de runderen en paarden het raster wél kunnen passeren. Schapen kwamen dus niet in vak D (Oerd). Vanaf 2008 was vak B tot 9 juni afgesloten voor schapen. Eind juli werden de lammeren verwijderd, begin oktober de overige schapen.

Tot 1998 werden de paarden ingeschaard in vak B. Na circa drie weken werden ze verweid naar vak A. Ze verbleven het grootste deel van de graasperiode dus in vak A. Vanaf 1998 bleven de paarden het grootste deel van het seizoen in vak B en C. In 2009 zijn de paarden nagenoeg de gehele periode ingeschaard in vak A. In 2010 zijn de paarden vanaf 10 juni ingeschaard in vak B.



3.2.4. Begrazingsdruk

In tabel 3.2.1 is een overzicht gegeven van de aantallen ingeschaard vee. Het aantal aangegeven schapen is exclusief de lammeren. Gemiddeld was er circa 1,5 lam per schaap aanwezig. Bij het aantal runderen zijn in de tabel de pinken en vaarzen als één rund gerekend.

In de figuren 3.2.2 en 3.2.3 is het aantal grazers weergegeven. Voor het aantal ingeschaarde dieren is het aantal genomen dat circa 1 juni aanwezig was.

Opgemerkt moet worden dat gedurende het graasseizoen door de boeren soms kleine aantallen vee bijgeschaard en opgehaald werden en schapen vervangen zijn door runderen of visa versa. Het betrof dan een beperkt aantal exemplaren hetgeen zonder toestemming van het bestuur cq de herder geoorloofd was, en dat niet allemaal consequent is bijgehouden. Deze kleine veranderingen zijn dan ook niet allemaal terug te vinden in de tabel.

Tabel 3.2.1 Overzicht van de aantallen ingeschaard vee.
Summary of numbers of grazing cattle

Jaar	Schapen			Runderen			Paarden			Totaal
	inscharing			inscharing			inscharing			
		extra	totaal		extra	totaal		extra	totaal	
1982	790	0	790	211	0	211	14	0	14	1015
1983	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
1984	806	0	806	218	0	218	12	0	12	1036
1985	804	48	852	193	99	292	21	0	21	1165
1986	830	65	895	191	6	197	22	0	22	1114
1987	890	45	935	161	15	176	22	0	22	1133
1988	905	24	929	143	20	163	27	0	27	1119
1989	862	0	862	197	0	197	23	0	23	1082
1990	872	0	872	172	0	172	19	0	19	1063
1991	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
1992	935	81	1016	154	35	189	18	7	25	1230
1993	834	0	834	161	0	161	16	0	16	1011
1994	864	0	864	174	0	174	19	0	19	1057
1995	870	17	887	150	0	150	28	0	28	1065
1996	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
1997	886	0	886	155	0	155	27	0	27	1068
1998	876	0	876	159	0	159	25	0	25	1060
1999	892	0	892	149	0	149	28	0	28	1069
2000	836	0	836	144	0	144	30	0	30	1010
2001	806	0	806	121	0	121	26	0	26	953
2002	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
2003	645	0	645	160	0	160	39	0	39	844
2004	632	0	632	138	0	138	34	0	34	804
2005	588	0	588	113	0	113	30	0	30	731
2006	556	0	569	150	0	150	43	0	43	762
2007	569	0	630	141	0	141	30	0	30	801
2008	574	0	574	131	0	131	38	0	38	743
2009	583	0	583	158	0	158	49	20	54	795
2010	615	0	615	184	0	184	59	20	63	862

De totale hoeveelheid vee (laatste kolom) was tot 2000 redelijk constant waarna het is gedaald. De variatie in de aantallen grazers is vooral een gevolg van het feit dat per aandeel een verschillend aantal schapen (2), runderen (1 of 0,5) of paarden (1 of 0,5) kan worden ingeschaard. Dit kan door de boeren per jaar worden bepaald.



In [figuur 3.2.4](#) is het aantal 'bezette' aandelen weergegeven, dat wil zeggen het aantal aandelen (en begrazingsrechten) waarvoor daadwerkelijk vee is ingeschaard. Aangezien het aantal aandelen en begrazingsrechten jaarlijks niet is veranderd, kan uit de figuur worden afgeleid dat met name vanaf 2000 een deel van de aandelen 'onbezet' was. De boeren hebben niet altijd het aantal dieren ingeschaard dat behoort bij de aandelen in eigendom. Dit verklaart mede de afgenomen aantallen grazers na 2000. De laatste twee jaar waren de aandelen weer beter bezet, met name door een grotere animo onder vooral hobbyboeren.

Het aantal schapen varieerde in de onderzoeksperiode tussen 550 en 930. Het aantal schapen is in de tachtiger jaren licht gestegen, waarna in de jaren negentig het aantal min of meer gelijk is gebleven, en vanaf 1999 een daling waarneembaar is.

Het aantal runderen vertoonde een dalende trend: van 190-210 begin jaren tachtig tot circa 110-160 in de jaren daarna. Na 2009 jaar is het aantal runderen weer gestegen.

Het aantal paarden is toegenomen van 12 tot 63.

3.2.4.1. Begrazingsdruk in vak B en C

Om na te gaan of er relevante veranderingen zijn opgetreden in de verschillende begrazingseenheden is, voor zover mogelijk, de begrazingsdruk per vak berekend. De begrazingsdruk wordt berekend door per vak het aantal aanwezige grazers te vermenigvuldigen met het aantal dagen dat de grazers aanwezig zijn. Het product van grazers en dagen is het aantal 'graasdagen'. Voor de begrazingsdruk is alleen gekeken naar de runderen en de paarden. De schapen zijn buiten beschouwing gelaten omdat ze vrijelijk over de vakken A, B en C kunnen rouleren. Het is niet bekend waar ze zich in welke dichtheden ophouden. De indruk is dat de schapenbegrazing redelijk homogeen verspreid over de kwelder en vakken plaats heeft gevonden. De (totale) begrazingsdruk door schapen kan afgeleid worden uit de aantallen ingeschaarde exemplaren ([tabel 3.2.1](#); [figuur 3.2.2](#)).

In [figuur 3.2.5](#) is het aantal graasdagen voor de gecombineerde vakken B en C weergegeven wat betreft de runderen en paarden. De beschikbare informatie is niet toereikend om onderscheid te kunnen maken tussen vak B en C. Voor de runderen kunnen vaak drie graasperiodes in vak B en C worden onderscheiden; tussen deze perioden zijn de runderen in vak D ingeschaard. Uit de figuur blijkt een overwegend dalende tendens in begrazingsdruk door runderen, en dan vooral vanaf 1995. In 1985 was de begrazingsdruk hoog vanwege het extra inscharen van 99 runderen in juli. De begrazingsdruk in 2001 was laag door de late inscharing in verband met de MKZ-crisis. In 2010 is de begrazingsdruk duidelijk gestegen.

De afname in begrazingsintensiteit door runderen werd grotendeels gecompenseerd door een toename in de begrazing door paarden. Het totaal aantal graasdagen (runderen en paarden) vertoont vanaf het begin van het onderzoek geen duidelijke daling of stijging. Alleen in 2010 is een duidelijke stijging waarneembaar.

Door de daling van de aantallen ingeschaarde schapen is de begrazing door schapen in vak B en C vermoedelijk afgenomen. Dit laatste is niet met zekerheid vast te stellen omdat schapen ook vrije toegang hebben tot vak A en er daarmee geen duidelijk beeld bestaat van de begrazingsintensiteit in de verschillende vakken.

De totale begrazingsintensiteit in de vakken B en C - dus van runderen, paarden én schapen - is in de onderzochte periode waarschijnlijk enigszins afgenomen als gevolg van de (vermoedelijke) afname van de graasdruk door schapen.

Een belangrijke oorzaak van de daling van de begrazingsintensiteit door runderen en schapen is het later inscharen van het vee. Het vee werd niet meer zoals voorheen in groten getale op of vlak na de inscharringsdatum ingeschaard. Een substantieel deel van het vee is de laatste jaren meerdere dagen tot enkele weken ná de inscharringsdatum van 1 mei ingeschaard. Ook was minder vee aanwezig doordat het aandeel onbezette aandelen geleidelijk toe is genomen (zie boven en [figuur 3.2.4](#)).

Door het instellen van het weidevogelbeheer (Agrarisch Natuurbeheer) wordt in de periode 2008 – 2014 vak B pas na de eerste week van juni ingeschaard. Dit is beduidend later dan in



voorgaande jaren het geval was. Door het splitsen van de kudde runderen (een deel van de kudde gaat begin juni naar vak D) werden in vak B minder runderen ingeschaard. Deze verandering betekent dat op het moment van inscharing in vak B er meer biomassa aanwezig is en er dan minder runderen worden ingezet. Vermoedelijk zal dit verruiging in de hand werken. Een andere consequentie van de late inscharing in vak B is dat vak C tot begin juni sterker begraasd wordt.

3.2.4.2. Begrazingsdruk in vak D

In [figuur 3.2.6](#) zijn de gegevens voor vak D weergegeven. In dit vak werden alleen runderen ingeschaard. In de periode tot 2008 kunnen er twee begrazingsperioden worden onderscheiden, een eerste begrazingsperiode begin juni en de tweede omstreeks augustus. Vanaf 2008 werd er pas vanaf circa juni 10 ingeschaard en met een beperkte (gesplitste) kudde. Deze kudde bleef het gehele verdere graasseizoen aanwezig. Het andere deel van de kudde verbleef in vak B en C.

Uit [figuur 3.2.6](#) volgt dat in de jaren 1984 en 1985 de begrazingsdruk het hoogst was waarna deze is afgenomen en in de jaren negentig tot en met 2003 redelijk constant was. Daarna trad een geleidelijke daling op. Vanaf 2008 – na het instellen van een weidevogelbeheer – is de begrazingsdruk gestegen. Dit was een gevolg van een veel langere graasperiode, maar met minder dieren.

3.2.4.3. Conclusies begrazing door vee

Aantalsontwikkeling

- Het aantal schapen is in de tachtiger jaren licht gestegen, waarna het in de jaren negentig min of meer gelijk is gebleven, waarna vanaf 1999 een daling is opgetreden.
- Het aantal runderen laat over de gehele onderzochte periode een licht dalende trend zien. Na 2008 stijgt het aantal weer.
- Het aantal paarden laat een duidelijke toename zien.

Begrazingsintensiteit vakken B en C

- In de vakken B en C is de begrazingsintensiteit door runderen afgenomen.
- De begrazing door paarden is toegenomen. Dit is een gevolg van een ander beweidingpatroon en een toename van het aantal paarden.
- Het totaal aantal graasdagen van runderen en paarden varieerde van jaar tot jaar maar is globaal gezien gelijk gebleven.
- Door de daling van de aantallen ingeschaarde schapen is de begrazing door schapen vermoedelijk afgenomen.
- De totale begrazingsintensiteit in de vakken B en C - dus van runderen, paarden én schapen - is in de onderzochte periode enigszins afgenomen
- Een belangrijke oorzaak van de daling van de begrazingsintensiteit is het later inscharen van het vee.
- De begrazingsintensiteit is ook gedaald doordat het aandeel onbezette aandelen geleidelijk toe is genomen en doordat er minder 'extra' dieren werden ingeschaard. Vanaf 2009 neemt het aandeel onbezette aandelen weer af.
- Door het instellen van weidevogelbeheer wordt vanaf 2008 vak B minder intensief begraasd en vak C juist intensiever.

Begrazingsintensiteit vak D

- In vak D (alleen runderbegrazing) is de begrazingsintensiteit afgenomen. Deze trend heeft zich vooral voorgedaan aan het eind van de tachtiger jaren en vanaf 2003.
- Vanaf 2008 is de begrazingsdruk toegenomen. Dit is een gevolg van een veel langere graasperiode, maar met minder runderen. Er is overgegaan van twee vrij korte graasperiodes met relatief veel runderen naar één lange graasperiode met minder dieren.



3.2.5. Begrazing door ganzen

Op de kwelders op Oost Ameland foerageren in het winterhalfjaar ganzen. Het betreft vooral Rotganzen en Brandganzen. In deze paragraaf worden de telgegevens besproken. De beschikbare gegevens bestaan uit telgegevens vanaf 2005 met jaarlijks een tiental tellingen verspreid over september tot en met mei uitgevoerd door J. F. de Jong, en onregelmatiger uitgevoerde tellingen van 1989 tot 2002 door J. Smit (Ministerie van LNV).

In de [tabel 3.2.2](#) en de [figuren 3.2.7](#) en [3.2.8](#) zijn de gegevens van de ganzentellingen weergegeven. Van de maand april is een langere reeks telgegevens aanwezig. Deze is in [figuur 3.2.9](#) weergegeven.

Uit [figuur 3.2.7](#) is af te leiden dat de grootste aantallen ganzen in het voorjaar aanwezig zijn, in de periode maart tot en met half mei. Het aantal kan sterk variëren. Dit heeft vooral te maken met het weer. In strengere winters trekken de ganzen meer zuidwaarts en verblijven ze in Frankrijk en Zuid-Engeland. Er zijn dan zeer weinig ganzen in het Nederlandse waddengebied. In warme winters blijven relatief veel ganzen in het waddengebied. In het voorjaar (vanaf maart) trekken de ganzen uit de zuidelijkere gebieden naar het noorden waarbij ze tijdelijk het waddengebied aandoen. In deze periode worden de grootste aantallen waargenomen, zowel in de polders op het eiland als op de kwelders.

Uit de telgegevens vanaf 1989 volgt dat de Rotganzen hun hoogste aantallen hebben bereikt in de jaren 1994 tot 2001 waarna een daling is opgetreden. Vanaf 2005 is een geringe toename te zien.

De Brandganzen zijn op het Nieuwlandsrijd verschenen omstreeks 1993. Daarna is een toename te zien waarbij de hoogste aantallen zijn geteld in 2005. Daarna is het aantal afgenomen.

In 1989 tot 1993 was het totaal aantal ganzen vrij stabiel (circa 3000). In de jaren 1994 tot 2001 werden regelmatig fors hogere aantallen geteld (tot meer dan 8000). Na 2006 daalde het aantal. Dit betekent dat de begrazing door ganzen in de periode 1994 tot 2001 het grootst was. Na 2005 is de graasdruk door ganzen afgenomen, vooral door een lager aantal brandganzen. Waarschijnlijk was er een verschuiving in westelijke richting gaande gezien de sterke toename van de soort in de polders op Ameland (pers. obs. J. Krol).

Tabel 3.2.2 Aantallen getelde ganzen in de periode 2005-2011.
Numbers of counted geese in period 2005-2011.

	Grauwe gans	Brandgans	Rotgans	Rietgans	Nijlgans	totaal
2005-2006	16	16401	3498	0	3	19918
2006-2007	22	13481	3148	0	6	16657
2007-2008	4	8279	8531	0	0	16814
2008-2009	19	8023	10573	0	0	18615
2009-2010	190	7392	6154	11	0	13747
2010-2011	12	8553	7034	0	0	15599



3.2.6. Literatuur

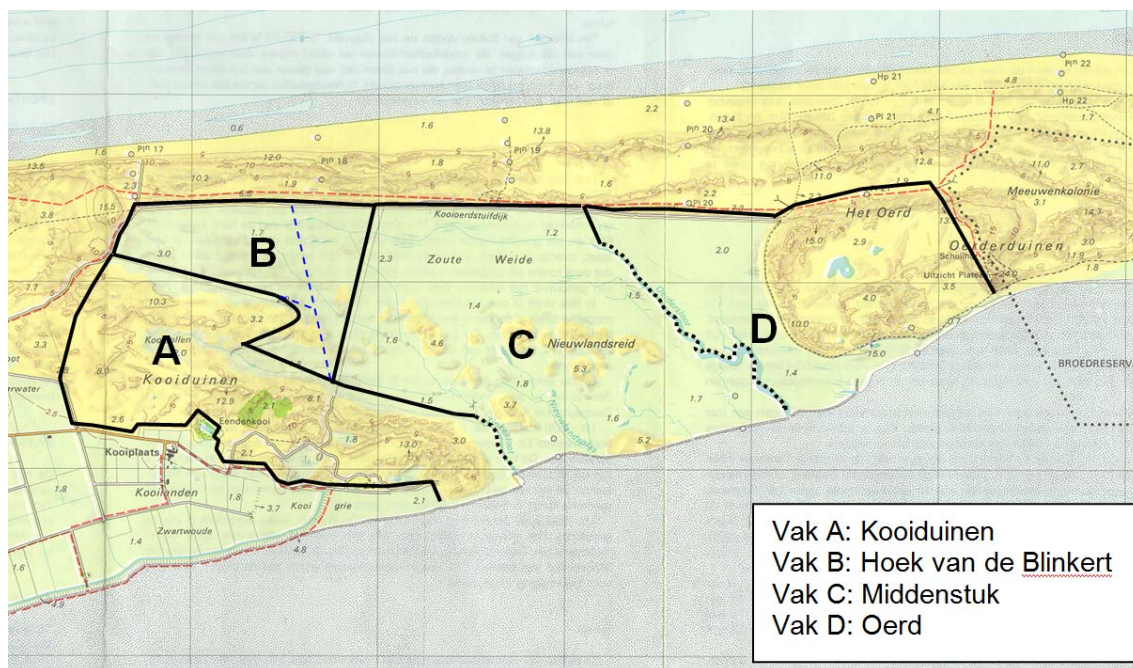
Kersten, M., K. Rappoldt & K. van Scharenburg (1997). Wadvogels op Ameland. In: Vogels van Ameland, M. Versluys, H. Engelman, D. Blok & R. van der Wal. Friese Pers Boekerij, Leeuwarden.

Molenaar, W., 2001. Begrazingsonderzoek Het Nieuwlandsruid. Natuurcentrum Ameland. Nes.

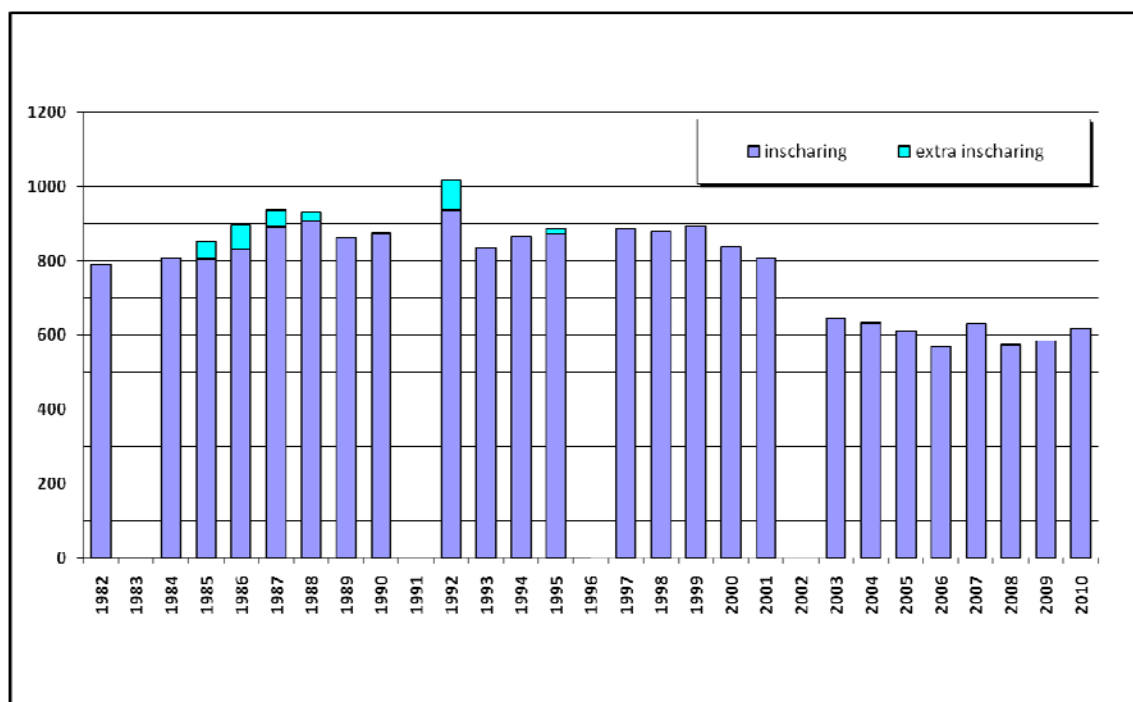
Molenaar, W., 2005. Begrazingsonderzoek het Nieuwlandsruid. Inventarisatie van de begrazing van het Nieuwlandsruid door vee en ganzen. Vervolgonderzoek 2001-2004. Natuurcentrum Ameland. Nes.

Molenaar, W, 2008. Begrazingsonderzoek het Nieuwlandsruid. Inventarisatie van de begrazing van het Nieuwlandsruid door vee en ganzen. Voortgangsrapportage 2007. Natuurcentrum Ameland. Nes.

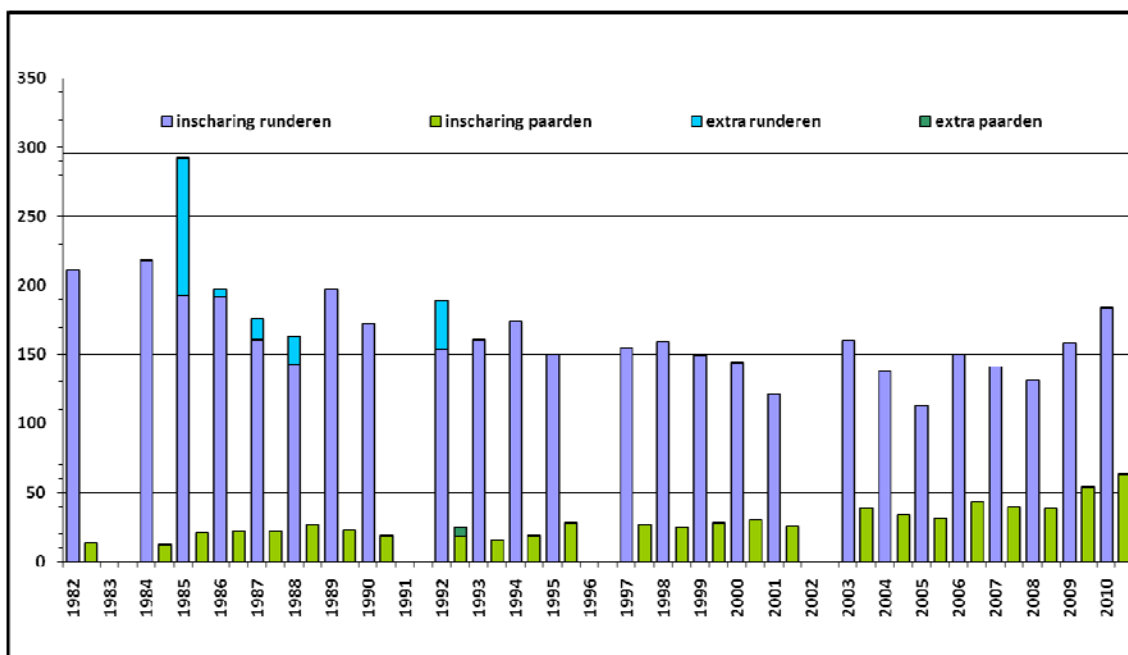
Molenaar, W & J. Krol, 2009. Begrazingsonderzoek het Nieuwlandsruid. Inventarisatie van de begrazing van het Nieuwlandsruid door vee en ganzen. Voortgangsrapportage 2008. Natuurcentrum Ameland. Nes.



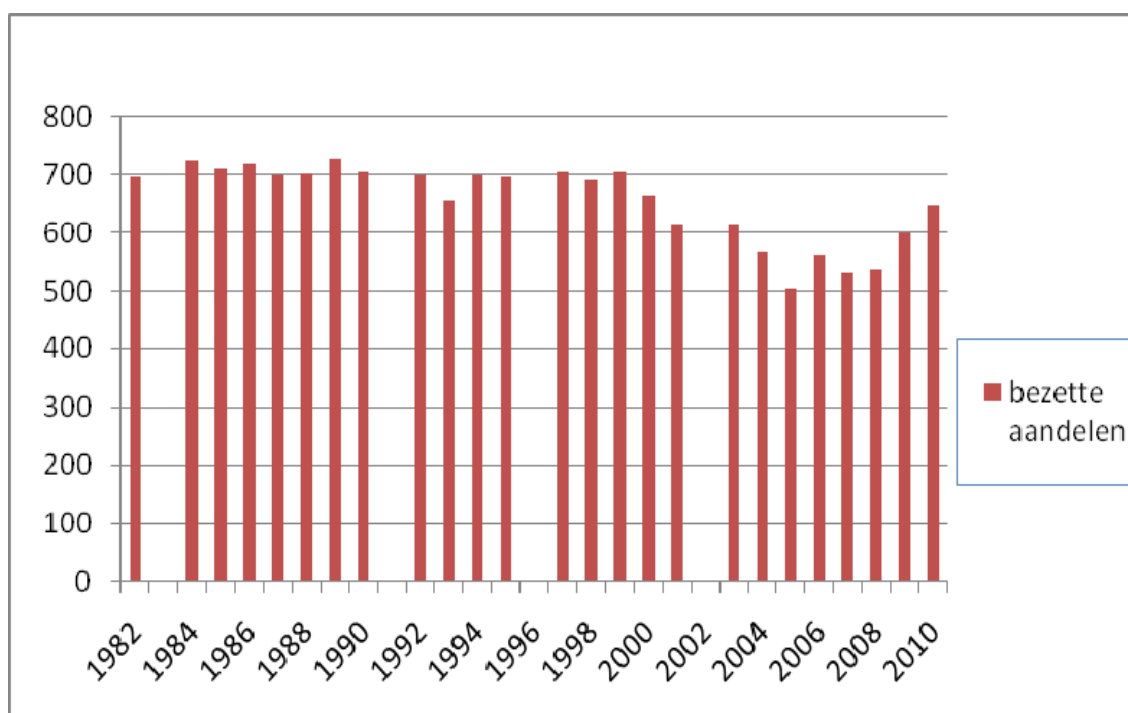
Figuur 3.2.1 Begrazingsgebied en opdeling in vakken.
Grazing area and partitioning in units.



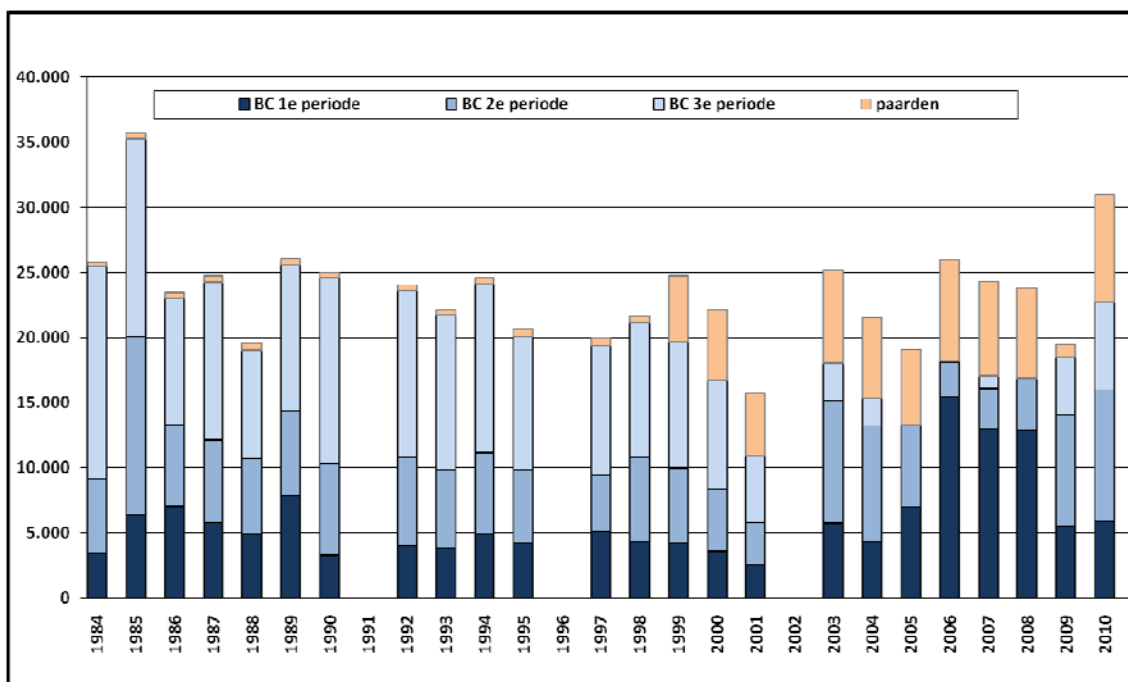
Figuur 3.2.2 Aantal ingeschaarde schapen per jaar.
Number of grazing sheep per year.



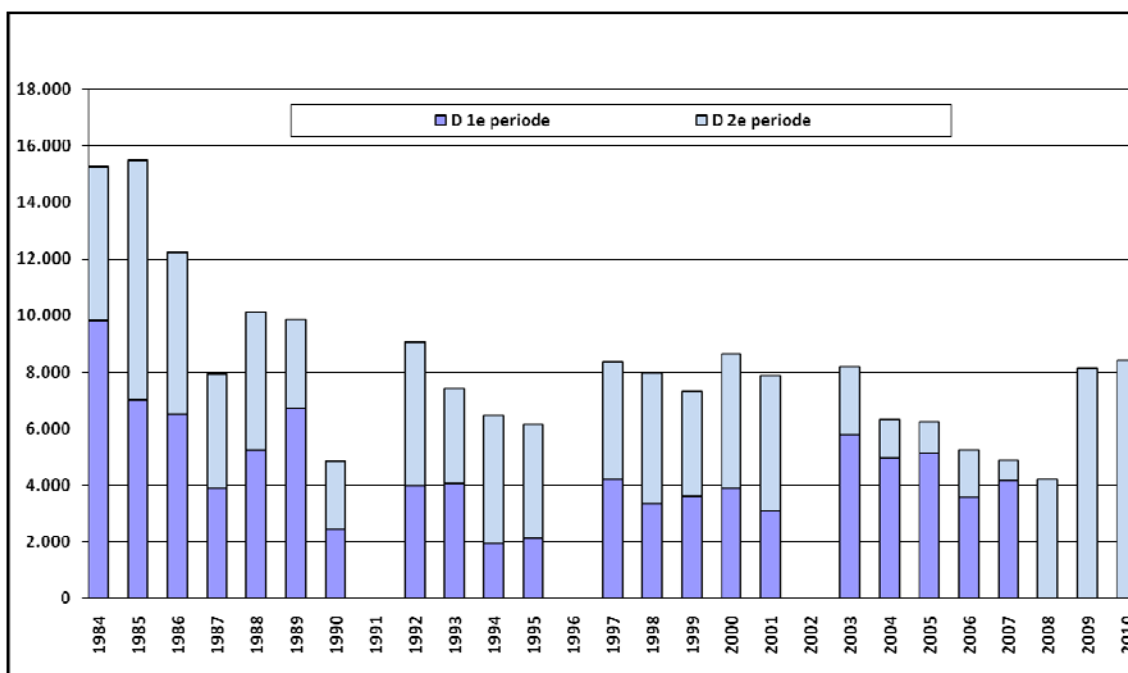
Figuur 3.2.3 Aantal ingeschaarde runderen en paarden per jaar.
Number of grazing cows and horses per year.



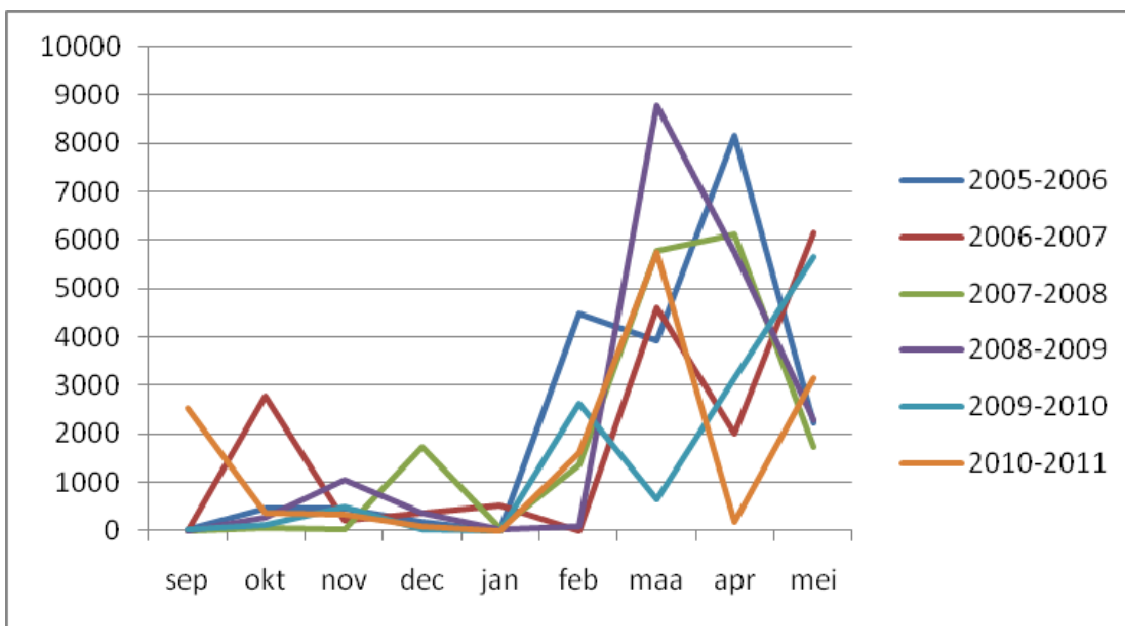
Figuur 3.2.4 Aantal bezette aandelen per jaar
Number of used shares per year



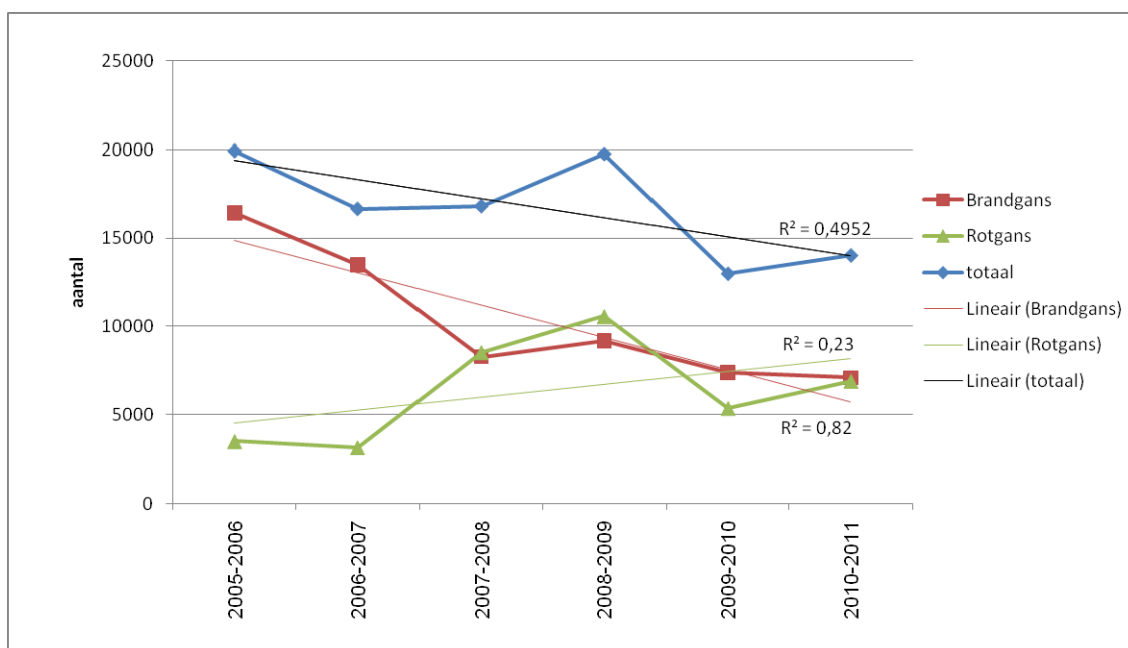
Figuur 3.2.5 Graasdruk (dagen x aantal) per periode van koeien en paarden in vak B en C
Grazing pressure (days x number) per period of cows and horses in section B and C



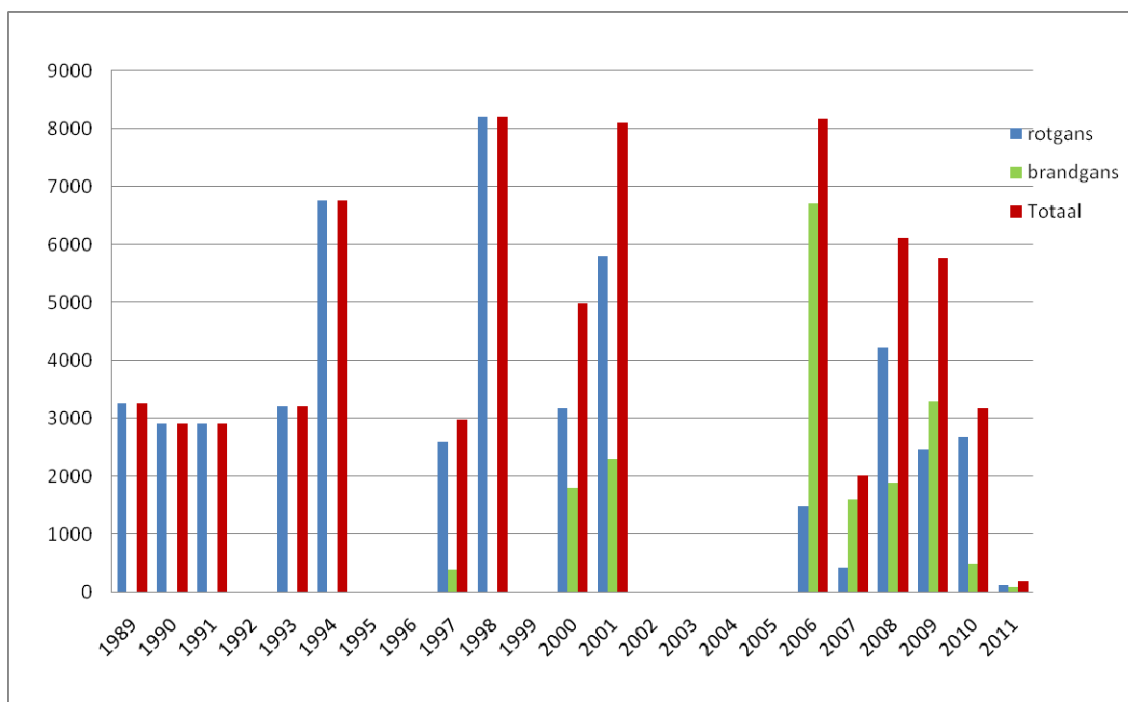
Figuur 3.2.6 Graasdruk runderen (dagen x aantal) per periode in vak D
Grazing pressure cows (days x number) per period in section D



Figuur 3.2.7 Aantal getelde ganzen (Rotgans en Brandgans) in september t/m mei
Number of counted geese (Brent goose and Barnacle goose) in September to May.



Figuur 3.2.8 Aantal getelde ganzen in 10 tellingen in september t/m mei
Number of counted geese in 10 counts in September to May



Figuur 3.2.9 Aantal getelde ganzen in april.
Number of counted geese in April.

